

Band 1 Kapitel 2: Emissionen und Konzentrationen strahlungswirksamer atmosphärischer Spurenstoffe

Volume 1 Chapter 2: Emissions and Concentrations of Radiatively Active Atmospheric Trace Constituents

Koordinierende LeitautorInnen

Wilfried Winiwarter, Regina Hitzemberger

LeitautorInnen

Barbara Amon, Heidi Bauer[†], Robert Jandl, Anne Kasper-Giebl, Gerd Mauschwitz, Wolfgang Spangl, Andreas Zechmeister, Sophie Zechmeister-Boltenstern

Beiträge von

Isabella Aschauer, Wolfgang Bittermann, Thomas Brunner, Armin Hansel, Stefan Hausberger, Heide Jobstmann, Maria Purzner, Hans Puxbaum, Cornelia Schenk, Christoph Schmidl, Petra Seibert, Stana Simic

Für den Begutachtungsprozess

Wolfgang Mattes

Inhalt

ZUSAMMENFASSUNG	174	2.3.2	Ozon und Sekundäraerosol aus Vorläufer-	191
SUMMARY	174	2.3.3	Messungen von PM Konzentrationen	192
KERNAUSSAGEN	174	2.3.4	Anzahlkonzentrationen und Größenverteilungen von Partikeln	192
2.1 Relevante Substanzen und Systemgrenzen	175	2.3.5	Quellenabhängige chemische Zusammensetzung des Aerosols	193
2.2 Emissionen von Treibhausgasen und Partikeln	178	2.3.6	Messungen am Sonnblick-Observatorium	194
2.2.1 Die österreichische Treibhausgasinventur im Überblick	178	2.3.7	Ruß und brauner Kohlenstoff im Aerosol und Wolkenwasser	195
2.2.2 Fossile Energieträger als Emissionsquelle	179	2.3.8	Beobachtung des direkten Effekts von Aerosolen und Wolkenkondensationskernen in Österreich	195
2.2.3 Emissionsberechnung für den Sektor Verkehr	180	2.3.9	Stratosphärisches Ozon und Klima	196
2.2.4 Emissionen aus industriellen Prozessen	181	2.4	Qualitätssicherung	197
2.2.5 Lösungsmittel und Verwendung von Produkten	183	2.4.1	Analyse der Unsicherheiten von Treibhausgasinventuren	197
2.2.6 Landwirtschaft und Emissionen aus Böden	184	2.4.2	Validierung von Inventuren mit Hilfe meteorologischer Modelle	198
2.2.7 Wälder als Kohlenstoffsinken	186	2.5	Zusammenfassung und Forschungsbedarf	200
2.2.8 Treibhausgase aus der Abfallbehandlung	187	2.6	Literaturverzeichnis	203
2.2.9 Inventur der Feinstaub-Emissionen Österreichs	189	2.7	Anhang	210
2.2.10 Freisetzung von Ruß aus Kleinfeuerungen	190			
2.3 Treibhausgase und Partikel in der Atmosphäre – Bildung und Konzentrationen	191			
2.3.1 VOCs als Vorläufer für organisches Sekundäraerosol	191			

ZUSAMMENFASSUNG

Strahlungswirksame atmosphärische Spurenstoffe umfassen, erstens, langlebige Treibhausgase mit einer Aufenthaltszeit in der Atmosphäre im Bereich von mehreren Jahren, welche auch Gegenstand internationaler Übereinkommen sind; zweitens kurzlebige Gase, die in atmosphärischen Reaktionen gebildet werden und Stunden bis Tage in der Atmosphäre verbleiben: vor allem Ozon; drittens Aerosole, also luftgetragene Teilchen die Strahlung im kurzwelligen Bereich des Spektrums streuen oder absorbieren (direkter Effekt) bzw. an der Wolkenbildung und der dadurch verursachten Reflexion von Sonnenlicht mitwirken (indirekter Effekt). Das vorliegende Kapitel behandelt diese unterschiedlichen Substanzen in ihrer Relevanz für Österreich. Die nationale Emissionsinventur zeigt im Fall der langlebigen Treibhausgase die große Bedeutung des Sektors Energie (79 % der treibhauswirksamen Emissionen, davon ist ein Drittel Straßenverkehr und etwa ein Viertel ist Energieeinsatz in der Industrie) vor den industriellen Prozessen (13 % der Emissionen) und der Landwirtschaft (9 % der Emissionen). Die Aufnahme von Treibhausgasen durch Biomasse in Wäldern stellt eine Senke von wenigen Prozentpunkten der Gesamtemissionen dar. Seit 1990 zeigen die Emissionen der meisten Sektoren Schwankungen, aber keine wesentlichen Trends. Eine deutliche Zunahme lässt sich nur für die energetischen Emissionen des Straßenverkehrs zeigen, die gemeinsam mit der Abnahme der Senkenfunktion von Wäldern die gesamten Treibhausgasemissionen Österreichs der letzten 20 Jahre um 19 % ansteigen lässt. Die Veränderungen der österreichischen Emissionen haben keinen merkbaren Einfluss auf die Ergebnisse der Konzentrationsmessungen der Treibhausgase Kohlendioxid und Methan, die am Sonnblick-Observatorium die globalen Entwicklungen nachzeichnen. Zusammenhänge zwischen Emissionen und Konzentrationen werden bei kurzlebigen Komponenten deutlich. Mit Maßnahmen zur Reduktion von Vorläufersubstanzen sinken die Konzentrationen von Ozon vor einem gleichbleibenden regionalen Hintergrund. Leichte Abnahmen deuten auch die Werte für Emissionen und Konzentrationen von Partikeln an, Substanzen die generell eher „kühlend“ wirken. Ein solcher Trend ist zumindest im Beobachtungszeitraum (20 Jahre) für Ruß nicht zu erkennen, wobei Ruß jene Aerosolkomponente ist die klimaerwärmenden Effekte verstärkt. Untersuchungen in Österreich helfen mit, das wissenschaftliche Verständnis von Aerosol auf das Klima zu verbessern – ein Zusammenhang, der global noch zu wenig verstanden wird, aber als ähnlich bedeutend eingestuft wird wie jener der langlebigen Treibhausgase.

SUMMARY

Radiatively active atmospheric trace constituents consist of the following groups of compounds: long-lived greenhouse gases with residence times of years, subject to international conventions; short-lived gases formed in the atmosphere from precursor compounds, remaining in the atmosphere for hours or days: notably ozone; and aerosols, that is, airborne particles interacting with short-wave radiation with both direct and indirect effects. The „direct effect“ covers scattering or absorption of light, while the „indirect effect“ describes the particles' contribution to cloud formation and their resulting influence on reflecting sunlight. This chapter covers these quite diverse compounds with respect to their relevance for Austria. The Austrian national greenhouse gas inventory demonstrates the importance of the energy sector for emissions of the long-lived greenhouse gases. Out of the total emissions, 79 % are considered energy related (of which about one third is due to road transport, and a quarter describes energy use from industry), 13 % are derived from industrial processes, and 9 % from agriculture. Carbon uptake in forest biomass represents a sink of a few percentage points of total emissions. Variations of emissions have occurred since 1990, but no trends are seen for most sectors. A strong increase in transport emissions and a simultaneous decline of the forest sink at the same time has resulted in an overall increase of the Austrian greenhouse gas emissions of 19 % over the last 20 years. Variations in Austrian emissions do not notably affect the results of measurements at Sonnblick Observatory, where concentrations of the greenhouse gases carbon dioxide and methane reflect the global situation. A relationship between emissions and concentrations only becomes evident for short-lived compounds. Reducing the emissions of precursors helped decrease ozone concentrations while the regional background has remained constant. Furthermore, the emissions and concentrations of particles have decreased slightly over time, which in general are considered to „cool“ the climate. Such a trend – at least over the past 20 years – is not apparent for black carbon (soot), a compound considered to enhance climate warming effects. Austrian research helps identify the impact of aerosols on climate – an impact generally considered as important as that of the long-lived greenhouse gases, but far too little is known on a global scale.

KERNAUSSAGEN

- Emissionsdaten der im Kyoto-Protokoll genannten Gase: Sowohl von der freigesetzten Menge als auch hinsichtlich

der Wirksamkeit ist Kohlendioxid mit etwa 85 % auch in Österreich das wichtigste Treibhausgas. Ein Großteil der nationalen Emissionen (etwa 79 % der Gesamtemissionen) erfolgt durch die energetische Nutzung von fossiler Energie, als größtem Subsektor ist davon dem Straßenverkehr mehr als ein Drittel zuzuordnen. Die Zunahme des Holzvorrats im Wald wirkt als Senke im Ausmaß von etwa 5 % der Emissionen, ist aber von Jahr zu Jahr variabel und tritt in den letzten Jahren deutlich vermindert auf. Die Emissionen von Methan (in erster Linie aufgrund von Viehzucht) und Lachgas (vor allem aufgrund des Einsatzes von Stickstoffdünger im Ackerbau) entsprechen 7 % bzw. 6 % der Gesamtemissionen (sehr hohes Vertrauen).

- Entwicklungen der Emissionen der Treibhausgasinventur seit 1990: Sektoral kam es kaum zu Veränderungen zwischen 1990 und 2010. Punktuelle Variationen sind zu beobachten, über die gesamte Periode verbleiben die Emissionen weitgehend konstant. Die für das Gesamtergebnis (Zunahme der Emissionen um 19 %) wesentlichen Ausnahmen sind der Verkehr (vor allem infolge systematischen Kraftstoffexports in Tanks von Transitfahrzeugen) sowie das weitgehende Wegfallen der Senkenfunktion der Wälder durch Sättigungseffekte der betroffenen Ökosysteme, begleitet von verbesserten forstlichen Möglichkeiten und erhöhtem Einsatz von Biomasse als Energieträger (hohes Vertrauen). Im Vergleich zu den Vereinbarungen des Kyoto-Protokolls liegen die Emissionen der Verpflichtungsperiode (2008–12) um 18,8 % über dem Emissionsziel.
- Die regionale Analyse bezeichnet besonders die Bundesländer mit großen Flächen als große Verursacher von Treibhausgasen. Aufgrund der Stahlindustrie liegt Oberösterreich an der Spitze, gefolgt von Niederösterreich, das ebenso eine hohe Bevölkerungszahl, großes Verkehrsaufkommen und wichtige thermische Kraftwerke aufweist. Oberösterreich hat auch die höchsten pro-Kopf Emissionen. Mit niedrigen pro-Kopf Emissionen kann dagegen Wien aufwarten (nur Vorarlberg liegt niedriger) – elektrische Energie und Güter werden importiert, die Mobilität erstreckt sich vielfach außerhalb des Bundeslandes. Die hohe Einwohnerdichte weist aber Wien die höchsten Treibhausgasemissionen pro Fläche zu (sehr hohes Vertrauen).
- Weitere klimarelevante Substanzen: Global bewirken Ozon und chlorierte Kohlenwasserstoffe (deren weitere Produktion als Zerstörer der Ozonschicht bereits im Montreal-Protokoll verboten wurde) je ein Zehntel der anthropogenen Beiträge zur Strahlungsbilanz (hohes

Vertrauen), Aerosole könnten etwa die Hälfte des anthropogenen Treibhauseffektes kompensieren (geringes Vertrauen), wobei Ruß wiederum eine klimaerwärmende Wirkung ausübt. Daten über Emissionen bzw. die atmosphärische Bildung von Ruß, anderen Aerosolen und Ozon sind für Österreich verfügbar. Diese Substanzen sind Gegenstand intensiver wissenschaftlicher Forschung mit wichtigen österreichischen Beiträgen.

- Die Rolle von Aerosolen in Wolken: Österreichische Studien über atmosphärische Aerosole und ihrer Aufnahme in Wolken zeigen, dass das Strahlungsverhalten von Wolken durch die Aufnahme von Ruß deutlich beeinflusst werden kann. Ruß wird zwar weniger effizient als Sulfat in Wolkentröpfchen aufgenommen, seine Strahlungseigenschaften werden in der Wolke jedoch verstärkt. Dennoch ist weiter davon auszugehen, dass die „indirekten“ Klimaeffekte der Wolkenbildung eher zu einer Abkühlung als zu einer Erwärmung auch unter Verhältnissen verschmutzter Luftmassen führen (geringes Vertrauen).
- Konzentrationsmessungen: Kontinuierliche Messungen von Treibhausgasen in Österreich zeigen Muster, die mit internationalen Daten sehr gut übereinstimmen (sehr hohes Vertrauen). Vom Sonnblick gibt es seit 1999 Datenreihen zu den Konzentrationen von Kohlendioxid mit bekanntem jahreszeitlichen Muster (Winter ca. 15 ppm höher als Sommer) und steigendem Trend (ca. 2,5 ppm Zunahme pro Jahr, Maxima derzeit knapp unter 400 ppm). Auch Methan (seit 2012) und die Ozon-Gesamtsäule (kumulierte Konzentrationen über alle atmosphärischen Schichten), die seit Messbeginn 1994 eher zu- als abnimmt, werden am Sonnblick bestimmt.

2.1 Relevante Substanzen und Systemgrenzen

2.1 Relevant compounds and system boundaries

Das vorliegende Kapitel gibt einen Überblick über den Wissensstand zu Emission und Konzentration klimarelevanter Spurenstoffe (d. h. Gase und Aerosolpartikel) in Österreich. Zunächst wird die Freisetzung der im Kyoto-Protokoll¹ explizit genannten Gase betrachtet, das sind neben Kohlendioxid (CO₂) Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) sowie die Gruppe

¹ Das Kyoto Protokoll im Rahmen der UN Rahmenkonvention für Klimawandel verpflichtete alle teilnehmenden Industrieländer, ihre THG-Emissionen zwischen Basisjahr (1990) und der Zielperiode (2008–2012) zu begrenzen.

der fluorierten Verbindungen („F-Gase“). Letztere setzt sich zusammen aus den vollfluorinierten Kohlenwasserstoff-Verbindungen (perfluorinated carbons, PFCs), den teilfluorinierten Verbindungen (hydrofluorocarbons, HFCs) und Schwefelhexafluorid (SF_6). Die natürlichen biogeochemischen Kreisläufe von CO_2 , CH_4 und N_2O können als konstanter „Hintergrund“ gelten, der nicht berücksichtigt werden muss.

Um die Klimawirksamkeit dieser Gase vergleichbar machen zu können, hat sich die Verwendung eines Parameters durchgesetzt, der die globale Klimawirksamkeit einer Substanz über 100 Jahre im Verhältnis zu CO_2 wiedergibt und so erlaubt, in CO_2 -Äquivalenten zu rechnen. Dieses Erwärmungspotential („global warming potential“, GWP) ist für CO_2 definitionsgemäß 1. In diesem Kapitel werden gemäß IPCC (1997) Werte von 21 für CH_4 (d. h., 1 kg CH_4 wirkt so stark wie 21 kg CO_2), 310 für N_2O und je nach fluorierter Verbindung zwischen 140 und 23 900 verwendet, wie sie auch in die verpflichtenden Emissionsberichte an die UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) Eingang finden (Umweltbundesamt, 2012c). Diese Zahlen unterscheiden sich von jenen des 5. Sachstandsberichts des Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC (siehe Band 1, Kapitel 1), welche erstmals unter konsistenter Berücksichtigung indirekter atmosphärischer Effekte erstellt wurden, aber in den internationalen Vereinbarungen und Vergleichen noch keine Rolle spielen.

Die Erfassung der Emissionen folgt der Definition der Quellgruppen des IPCC (IPCC, 1997; IPCC, 2006). Um Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) verlässlich abbilden zu können, sind diese Quellgruppen so gestaltet, dass sie eine möglichst direkte Verknüpfung zwischen Emissionsprozess und leicht verfügbaren statistischen Informationen ermöglichen. Für die Abschätzung von CO_2 aus Verbrennungsprozessen bilden nationale Energiestatistiken eine wesentliche Grundlage. Dies betrifft insbesondere die fossilen Energieträger; die CO_2 -Emissionen aus biogenen Brennstoffen gelten über die Kohlenstoffbilanz der Landnutzung (siehe unten) als erfasst. Die IPCC Definition nutzt die Tatsache, dass nationale Energiestatistiken im Rahmen der IEA (International Energy Agency) international akkordiert werden. So können auch Trends der zukünftigen Entwicklung ermittelt werden (z. B. World Energy Outlook, WEO), was wiederum für die Konsistenz von Energie- und THG-Projektionen relevant ist. Akkordiert erfolgt auch die Unterscheidung zwischen energetischem Einsatz und stofflichem Einsatz fossiler Energieträger. Konkret wird im Hochofenprozess die Umwandlung von Koks zu Gichtgas (das hauptsächlich aus Kohlenmonoxid besteht) als energetische Umwandlung definiert, die Verwendung dieses

Gichtgases als Reduktionsmittel von Eisenerz, die es zu CO_2 umwandelt, jedoch als stoffliche Umwandlung. Emissionen von Substanzen im Rahmen solcher stofflichen Veränderungen lassen sich im Wesentlichen auf Basis von Industriestatistiken quantifizieren.

Weitere relevante Quellgruppen sind die Freisetzung strahlungsaktiver Substanzen bei ihrer Verwendung (z. B. Gase oder verdampfende flüssige Lösungsmittel), sowie die Landwirtschaft mit ihren beträchtlichen Emissionen an CH_4 und N_2O . Gesondert betrachtet werden die Veränderungen des Kohlenstoff-Pools in Böden und pflanzlicher Biomasse, die durch Landnutzung bzw. Landnutzungsänderung bedingt sind und eine Aussage darüber geben, wie stark atmosphärisches CO_2 von Biomasse eingebunden oder (etwa infolge von Verbrennung) freigesetzt wird. Gemäß der IPCC Anleitung wird der Sektor Abfallbehandlung getrennt angeführt.

Die Verwendung der IPCC Quellgruppen in diesem Kapitel ermöglicht eine sehr gute Definition der Systemgrenzen und vermeidet Doppelzählungen oder ein „Übersehen“ von anthropogenen Emissionen. Auch werden internationale Vergleiche wesentlich erleichtert. Ziel dabei ist es, nationale Emissionen mit möglichst hoher Qualität erfassen zu können. Allerdings erlaubt es die Konzentration auf die Energiestatistiken nicht immer, konkrete Wirtschaftssektoren als Verursacher zu benennen. Noch schwieriger ist es, die Konsequenzen bestimmter Handlungsmuster mit den dadurch verursachten THG-Emissionen in Verbindung zu bringen. Analysen solcher Prozessketten (etwa nach Art eines „Produkt-Fußabdrucks“) unterbleiben daher in diesem Kapitel, auch weil solche Analysen durch eine willkürliche Auswahl von Systemgrenzen zu scheinbar widersprüchlichen Ergebnissen kommen können, welche nur sehr schwer aufgelöst und korrekt bewertet werden können.

Nicht in die Regulierungen des Kyoto-Protokolls eingebunden sind Partikel, die in der Atmosphäre als Aerosole (in der Luft suspendierte Partikel) vorliegen. Insbesondere können Rußteilchen und andere Strahlung absorbierende Partikel (oft aus Verbrennung von Biomasse) zur Erhöhung der Temperatur beitragen, während andere, insbesondere wasserlösliche Partikel, die als Kondensationskerne für Wolkentröpfchen dienen, einen kühlenden Effekt haben (siehe Band 1, Kapitel 1). Viele dieser Partikel bestehen aus bzw. enthalten Sulfate und Nitrate, die erst in der Atmosphäre als Reaktionsprodukte von Luftschadstoffen (Schwefeldioxid, SO_2 , bzw. Stickoxide, NO_x) entstehen, die aber selbst kein THG sind. Analog wird Ozon, ein klimawirksames Gas, in relevanten Mengen nicht direkt freigesetzt, sondern in der Atmosphäre gebildet (indirekte Effekte von Emissionen). Konzentrationen von Ozon

und Partikeln werden routinemäßig weniger wegen ihrer Klimawirksamkeit, sondern vor allem wegen ihrer lokal relevanten schädigenden Wirkungen erfasst. Die Einflüsse von Aerosolen auf das Klima sind wegen der komplexen Prozesse und Wechselwirkungen ein weltweit intensiv beforschtes Gebiet (IPCC, 2013).

Die Gruppe der Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffverbindungen (FCKW) ist ebenfalls als THG relevant, wird hier aber nicht betrachtet. Deren Emission ist im letzten Jahrzehnt deutlich zurückgegangen, besonders in Industrieländern wie Österreich, da ihre Verwendung wegen ihrer Eigenschaft als Zerstörer der stratosphärischen Ozonschicht im Montreal-Protokoll verboten wurde. Ihr Beitrag zum Treibhauseffekt ist zwar geringer als jener von Methan (IPCC, 2013), wird jedoch aufgrund der geringen Abbaurate noch über Jahrzehnte anhalten, auch wenn es keine Emissionen mehr geben wird. Es gibt also weiterhin eine globale Wirkung, aber praktisch keinen nationalen Bezug mehr.

Aus den für Österreich ermittelten Emissionen lassen sich kaum Aussagen auf konkrete Klimawirkungen ziehen, die von Österreich verursacht werden, auch nicht auf direkte Auswirkungen auf Österreich. Klimawirksame Substanzen werden im Rahmen von atmosphärischen Transportprozessen weiträumig verfrachtet und wirken aufgrund ihrer hohen atmosphärischen Lebensdauer auf einer globalen Skala. Dies gilt, wenngleich weniger deutlich, auch für die kurzlebigeren klimawirksamen Substanzen (Partikel, Ozon).

Die Schwierigkeit der Beachtung nationaler Grenzen kann in ganz anderen Zusammenhängen relevant werden, wenn sie nämlich die erwähnten Systemgrenzen betreffen bzw. diese unscharf und interpretierbar gestalten:

- Export von (später) klimarelevanten Substanzen: Gemäß Kyoto-Protokoll sind durch Energieträger verursachte Emissionen dem Staat zuzuordnen, in dem diese Energieträger in den Verkauf treten und somit statistisch erfasst werden. Da Österreich große Mengen an Treibstoffen (fast 30 % des Umsatzes) in Fahrzeugtanks exportiert („Tanktourismus“), werden beträchtliche Mengen von THG Österreich zugeordnet, die mit der nationalen Wirtschaftsleistung nur teilweise im Zusammenhang stehen.
- Umgekehrt werden zahlreiche Güter nach Österreich importiert und hier verwendet, deren Produktion im Ausland THG-Emissionen verursacht. Gemäß Kyoto-Protokoll erfolgt die Wirtschaftsleistung und somit die Zuordnung der Emissionen in den Produktionsländern. Man kann aber argumentieren, dass diese Emissionen durch den österreichischen Bedarf erfolgen und als Prozessketten Berücksichtigung finden sollten. Maßnahmen am Ende einer solchen Kette, also in Österreich, hätten demgemäß Auswirkungen auf den Ursprung, unabhängig von den dazwischen liegenden Staatsgrenzen.
- Wenn unterschiedliche Ambitionen oder Gesetzgebung zwischen Staaten eine Verschiebung anstatt einer Reduktion von THG bewirkt, etwa indem Produktion aus einem Land, welches den Emissionsreduktionen nach Kyoto unterworfen ist, in ein Entwicklungsland ausgelagert wird, spricht man von „carbon leakage“ (auch wenn die Emissionen andere klimarelevante Substanzen als CO₂ betreffen).
- Gemeinsame Anstrengungen verschiedener Staaten zur gesamthaften Minderung von Emissionen sind als Mechanismen im Kyoto-Protokoll festgelegt und ermöglichen es im Rahmen des „Clean Development Mechanism“ (CDM), dass etwa Industrieländer durch Investitionen in Entwicklungsländern Emissionsreduktionen kostengünstiger durchführen können als es im eigenen Land möglich wäre. Hier gibt es sehr erfolgreiche Beispiele, aber auch Fälle, in denen der Mechanismus selbst Emissionen hervorruft bzw. verstärkt, die dann durch die Investitionen vermindert werden (F-Gase: Wara, 2007). Auch bei Emissionseinsparungen, die schwer exakt quantifiziert werden können (Landnutzungsänderungen) gibt es sehr großen Diskussionsbedarf zur korrekten Bewertung von Minderungsmaßnahmen (z. B. REDD, REDD+: „Reducing Emissions from Deforestation and Degradation“). Finanzielle Unterstützung von Maßnahmen sollte korrekterweise nur dort die Anrechnung von Emissionsminderungen erlauben, wo diese Minderung nicht ohnehin eintritt. Dies zu gewährleisten ist Aufgabe von UNFCCC. Es bestehen aber Interessen von Käufern und Verkäufern von Emissionszertifikaten, sehr kostengünstige Modelle zu ermöglichen, in denen die Sicherstellung von tatsächlichen Minderungen vielleicht weniger Priorität hat, als es für die Klimasituation insgesamt erforderlich wäre.

Insgesamt verursachen diese grenzüberschreitenden Aspekte der THG-Emissionen zusätzliche Komplikationen, was das Auffinden von Lösungen deutlich erschwert. Eine detaillierte Betrachtung dieser Problematik würde den Rahmen dieses Kapitels sprengen. Einige Überlegungen, insbesondere in Hinblick auf Möglichkeiten von Emissionsminderungen, werden in Band 3 dieses Berichtes behandelt.

2.2 Emissionen von Treibhausgasen und Partikeln

2.2 Emissions of greenhouse gases and of particulate matter

2.2.1 Die österreichische Treibhausgasinventur im Überblick

Österreich setzte im Jahr 2010 THG im Ausmaß von fast 81 000 kt CO₂-Äq. frei, das sind etwa 0,17 % der weltweiten Emissionen. Zum Vergleich: Österreich bedeckt 0,056 % der globalen Landfläche und stellt 0,12 % der globalen Bevölkerung. Rechnet man die Emissionen auf pro-Kopf-Emissionen um, so liegen diese mit 9,7 t CO₂-Äq./Kopf/Jahr etwas über dem EU-Schnitt von 8,8 t und deutlich über jenen der Schweiz mit 6,9 t, jedoch deutlich unter jenen der USA (18,4 t CO₂-Äq./Kopf und Jahr) oder Russlands (11 t CO₂-Äq./Kopf/Jahr). In dieser Auswertung wurden die direkten Emissionen um die Kohlenstoffsenken der Biosphäre korrigiert („mit Nettoemissionen von LULUCF [Land use, land-use change and forestry]“). Die Daten sind den offiziellen nationalen Berichten an die UNFCCC entnommen (für Österreich: Umweltbundesamt, 2012c) und wie die anderen folgenden Angaben detailliert im Tabellenanhang angeführt.

Den Verlauf der nationalen THG-Emissionen zeigt Abbildung 2.1 gegliedert nach den Sektoren der offiziellen internationalen Emissionsberichte. Dabei wird deutlich, dass die Emissionen 2010 tatsächlich um fast 19 % über den Werten

des Basisjahres 1990 lagen. Um die Trends besser aufzuschlüsseln, wurden beim weitaus bedeutendsten Sektor, den Emissionen aus der Verwendung fossiler Energie, die transportbedingten Emissionen gesondert ausgewertet.

Insgesamt zeigt sich, dass die Emissionen der einzelnen Sektoren sehr stabil sind. Manche Sondereffekte führen zu Schwankungen in einzelnen Jahren (etwa wetterbedingte Veränderungen im Bedarf an Heizenergie oder konjunkturelle Variationen, die in einem Minimum im Jahr 2009 sichtbar werden). Eventuell erfolgte Emissionsreduktionen werden nicht sichtbar, da sie offenbar durch Ausweitung der relevanten Aktivitäten kompensiert werden. Nur im eher kleinen Sektor „Abfall“ können deutliche Reduktionen der Emissionen im relevanten Zeitraum beobachtet werden.

Die wesentlichen Veränderungen, welche für die Gesamtsumme der Emissionen wirksam werden, sind aber Zunahmen. Konkret sind hier zwei Elemente zu nennen, die in weiterer Folge dieses Kapitels näher behandelt werden. Deutliche Zunahmen der Emissionen treten im Transport auf, die nicht (nur) auf die Zunahme des Verkehrs zurückzuführen sind, sondern durch Preisdifferenzen der Treibstoffe zwischen Österreich und den wichtigsten Nachbarländern bewirkt werden, die sich erst im Laufe der Periode aufgrund unterschiedlicher Besteuerung ausbildeten und zum „Tanktourismus“ führten. Gleichzeitig verlieren die in den 1990er Jahren aktiven Kohlenstoffsenken ihre Wirksamkeit, da Biomasse im Wald aufgrund verbesserter forstlicher Nutzung nicht weiter akkumuliert.

Die nationalen Verpflichtungen Österreichs nach dem Kyoto-Protokoll lassen sich – geringfügig vereinfacht – wie

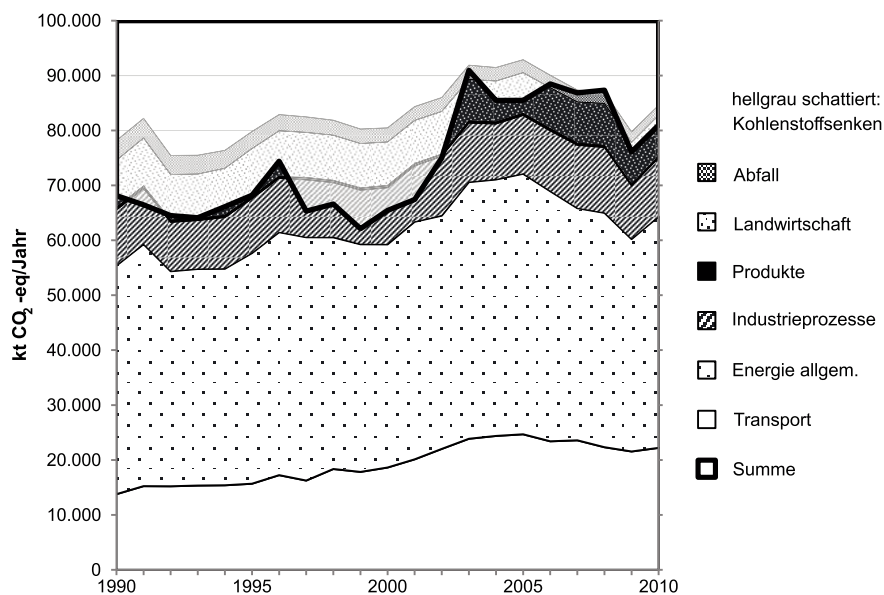


Abbildung 2.1 Offiziell berichtete THG-Emissionen Österreichs nach IPCC Quellsektoren mit gesonderter Ausweisung der Emissionen des Verkehrs (Umweltbundesamt, 2012c). Die mit breiter Linie dargestellte 'Summe' liegt unterhalb der Maximalwerte, von denen jeweils die 'Kohlenstoffsenken' abgezogen wurden (hier hellgrau schattiert dargestellt)

Figure 2.1 Austrian greenhouse gas emissions according to IPCC source sectors as officially reported (Umweltbundesamt, 2012c). Transport emissions are provided separately. The bold line representing the sum of all sectors considers overall emission reductions by carbon sinks, thus is lower than the total (represented in light grey shades)

folgt darstellen: Österreich stimmte der Reduktion der THG-Emissionen (gerechnet ohne die Berücksichtigung der Kohlenstoffsinken, also „ohne LULUCF“ – siehe Tabelle 2.A.1 im Anhang) um 13 % zwischen 1990 und der Zielperiode (Mittelwert 2008–2012) zu. Der Zielwert von 68 773 Gg CO₂-Äq. ist also den tatsächlichen mittleren Emissionen der Zielperiode – im Mittel 83 051 Gg CO₂-Äq. (Umweltbundesamt, 2014) – gegenüberzustellen, von denen jedoch ein Teil der Kohlenstoffsinken, nämlich die zusätzlich neu aufgeforsteten Wälder, in Höhe von im Mittel 1 360 Gg CO₂-Äq./Jahr in Abzug gebracht werden durften. Die resultierenden Emissionen von 81 691 Gg CO₂-Äq. lagen um 18,8 % über dem Kyoto-Ziel. Zur Erfüllung der sich daraus ergebenden Verpflichtung (sowie jener, die aus der Zuteilung von Emissionszertifikaten an Industriebetriebe entstanden, die nicht verwendet, sondern dem Emissionshandel zugeführt wurden) nutzte Österreich die „flexiblen Mechanismen“ des Kyoto Protokolls (siehe Band 3 Kapitel 1).

Unter den relevanten Gasen nimmt CO₂ den größten Anteil ein (ca. 85 %), CH₄ und N₂O sind, umgerechnet auf das jeweilige Treibhauspotential, ähnlich wirksam (6,9 % bzw. 6,4 %). Alle F-Gase zusammen tragen weniger als 2 % bei. Damit liegen die CH₄-Emissionen etwa halb so hoch wie im globalen Schnitt, die N₂O-Emissionen dagegen sind ähnlich. Während in Österreich Landnutzungsänderungen eine Senke darstellen, ist dies global weiterhin eine bedeutende Quelle von CO₂ – die Gewinnung großer landwirtschaftlicher Flächen aus Wäldern, die THG freisetzt, erfolgte hierzulande schon seit dem Mittelalter.

Betrachtet man die Emissionen nach Bundesland, so liegen die flächenmäßig großen Länder Ober- und Niederösterreich an der Spitze, gefolgt von der Steiermark. Das Bild wird noch deutlicher bei einer bevölkerungsbezogenen Auswertung (reine Emissionen, also ohne Berücksichtigung der biogenen Senken), wo Oberösterreich mit 16,4 t CO₂-Äq./Kopf/Jahr etwa drei Mal so hoch liegt wie Wien oder Vorarlberg. Die Ursachen für diese Unterschiede sind strukturell, mit emissionsintensiven Betrieben (insbesondere Hochöfen und Zementproduktion) in den genannten Bundesländern, die auf langen Autobahnstrecken auch beträchtliche Teile des Gesamtverkehrs aufnehmen. Im großstädtischen Bereich Wiens mindern verdichtete Wohnstrukturen den Bedarf an Heizenergie. Auch die wesentlichen thermischen Kraftwerke Österreichs liegen in Niederösterreich, Oberösterreich und der Steiermark. Damit wird auch ein „carbon leakage“ im regionalen Bereich sichtbar.

Hinter all diesen Zahlen stehen komplizierte Berechnungsvorgaben, die in den letzten Jahren international zunehmend normiert werden, um die Vergleichbarkeit zu gewährleis-

ten (IPCC, 1997; 2006). Dementsprechend hat Österreich auch eine Reihe von europäischen und internationalen Berichtspflichten, die im Wesentlichen vom Umweltbundesamt (2012a; 2012c) wahrgenommen werden. Die Verwendung internationaler Normen erfordert eine entsprechende Anpassung der nationalen Statistiken und Berechnungen, etwa der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung. Näheres dazu und zu den Problemen der Erhebung und Zuordnung von Emissionen findet sich in den folgenden Abschnitten.

2.2.2 Fossile Energieträger als Emissionsquelle

Die Nutzung fossiler Energieträger verursacht einen bedeutenden Teil der nationalen THG-Emissionen. Aus dem Kohlenstoff der Brennstoffe entsteht bei ihrer Verbrennung CO₂. Die Menge an benötigten Energieträgern wird statistisch mit Hilfe von Energiebilanzen festgehalten. Die ursprüngliche Aufgabe der Energiebilanzen war es, die Situation der österreichischen Energieversorgung mit einer für politische Grundsatzentscheidungen notwendigen Genauigkeit und Rechtzeitigkeit abzubilden und die Rolle der Energieversorgung in der österreichischen Volkswirtschaft (relevant für die volkswirtschaftliche Gesamtrechnung, VGR) darzustellen. Heute dienen sie darüber hinaus dazu, die internationalen Verpflichtungen Österreichs etwa zur Lagerhaltung von Energieträgern, zur Erreichung des festgelegten Anteils von 34 % an erneuerbaren Energieträgern bis 2020 (Richtlinie 2009/28/EG zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen) sowie die Auswirkungen von Fördermaßnahmen (z. B. Förderungen von Solarenergie in Salzburg, Richtlinie 2004/8/EG zu Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen) und politischen Lenkungsmaßnahmen (z. B. Ökostromgesetz) in einem hohen Detaillierungsgrad zu dokumentieren. Des Weiteren sind sie eine Grundlage für die Berechnung der energiebasier-ten THG-Emissionen Österreichs (Referenzanalyse nach den Berichtspflichten des Kyoto Protokolls) durch das Umweltbundesamt, die Internationale Energieagentur (IEA) und die EU-Kommission.

Die Energiebilanzen werden derzeit ausschließlich im Internet publiziert (Statistik Austria, 2012). Dabei wird die Österreichbilanz auf Energieträgerebene für die gesamte Zeitreihe seit 1970 zur Verfügung gestellt. Die Daten werden von einer detaillierten Beschreibung von Annahmen und Methoden begleitet. Vorrangiges Ziel der seit dem Berichtsjahr 1970 erstellten Energiebilanzen ist es, das Aufkommen und den Einsatz aller in Österreich innerhalb eines Kalenderjahres eingesetzten Energieträger und alle damit verbundenen Flüsse in physikalischen (z. B. Tonnen, oder 1 000 Kubikmeter)

und energetischen Einheiten (Megawattstunden, Terajoule) konsistent darzustellen. Die Statistik Austria erstellt seit dem Berichtsjahr 1988 eigene Bundesländerenergiebilanzen, um dem Umweltbundesamt Grundlagendaten zur Berechnung von Bundesländer-Inventuren (Umweltbundesamt, 2011b) zur Verfügung zu stellen.

Im Jahr 1997 wurden das Format und die Energieträgerdefinitionen an die internationalen Formate und Definitionen, die das statistische Amt der EU-Kommission (Eurostat) und die IEA benutzen, angeglichen. Damit ist die internationale Vergleichbarkeit der österreichischen Energiebilanzen und infolge der Qualitätskontrollen der internationalen Organisationen auch die Qualität der nationalen Bilanzen garantiert. Dabei wurde bewusst in Kauf genommen, dass durch diese Anpassung die sektorale Gliederung des energetischen Endverbrauchs nicht mit der Gliederung der VGR übereinstimmt. Im Bestreben auf Datenkonsistenz wurde die gesamte Zeitreihe dem internationalen Standard entsprechend bis 1970 zurück neu berechnet.

Allerdings folgt das den Energiebilanzen zugrunde liegende Konzept auch nicht zur Gänze einem rein technischen Ansatz. Insbesondere werden Raum- und Prozesswärme nicht als Energieträger sondern als Nutzenergiekategorien definiert. Das daraus resultierende ökonomisch orientierte Konzept führt bei der Betrachtung der Wärmeproduktion zu einer Ungleichbehandlung von Energieversorgungsunternehmen (der Energieträgereinsatz zur Wärmeproduktion ist Umwandlungseinsatz, da die Wärme weiterverkauft wird) und allen übrigen Wärmeproduzenten (Energieträgereinsatz zur Wärmeproduktion ist energetischer Endverbrauch, da die Wärme selbst genutzt wird).

Die Emissionen von CO₂ ergeben sich unter Verwendung der Daten der Energiebilanz direkt aus dem bekannten Kohlenstoffgehalt des Brennstoffes. Da der Kohlenstoffgehalt (für je eine bestimmte Brennstoffart) besser mit den verwendeten energetischen Basisgrößen als mit den physikalischen Einheiten korreliert, in denen die Flüsse der Energieträger konsistent dargestellt werden, ermöglicht diese Vorgangsweise sehr zuverlässige Ergebnisse für die Referenzanalyse (Umweltbundesamt, 2012a).

Während die Energiebilanz den Rahmen für die Referenzanalyse vorgibt, erfolgen parallel sektorale Bestimmungen der Emissionen unter Anpassung der sektoralen Gliederung des Endverbrauches an die Kategorien des IPCC. Von den fast 63 100 kt CO₂-Emissionen des Jahres 2010 (immerhin 78 % der gesamten THG-Emissionen des Landes) entfallen mehr als 22 % auf energetische Umwandlung (Kraftwerke, Raffinerie, Kokerei) und fast 25 % auf die energetische Verwendung in

der Industrie. Raumwärmeerzeugung trägt etwa 17 % zu den Emissionen dieser Kategorie bei, der größere Teil (12 % der energetischen Emissionen) davon in Haushalten. Der größte Teil der übrigen Emissionen (über 35 %) sind Emissionen durch den Verkehr. Auch Emissionen anderer Gase (N₂O und CH₄) werden aus den Energiedaten ermittelt, sie sind jedoch nicht bedeutend (jeweils im Bereich von 1 % der CO₂-Emissionen, auf ihre THG-Wirkung umgerechnet – der gesamte Sektor umfasst damit etwa 79 % der THG-Emissionen Österreichs).

2.2.3 Emissionsberechnung für den Sektor Verkehr

Im Sektor Verkehr werden eigene Modelle basierend auf Fahr- und Transportleistungen angewendet. Für die österreichische Emissionsinventur werden neben diesen Fahrleistungen der Energieverbrauch und die Emissionen auf Straßen sowie von mobilen Maschinen und Geräten („Off-Road Sektor“) jährlich berechnet. Dafür werden die Modelle GLOBEMI und NEMO (Straßenverkehr) und GEORG (Off-Road) verwendet (siehe z.B. Schwingshackl und Hausberger, 2011). Die aus den Verkehrsmodellen gewonnenen Inlandsfahrleistungen werden anschließend mit statistischen Stichproben von Verkehrszählstellen, Fahr- und Transportleistungen kalibriert. Mit denselben Modellen werden auch Szenarien für die zukünftige Entwicklung berechnet (z. B. Hausberger und Schwingshackl, 2011). Die Kraftfahrzeuge (Kfz) und Maschinen werden detailliert nach Antriebsart, Kraftstoff, Größe, Motorleistung und Jahr der Erstzulassung getrennt simuliert. Sondereinflüsse wie z.B. Kalt- und Kühlstarts, Kraftstoffverdunstung und Fahrbahnsteigungen werden berücksichtigt. Verbrauchs- und Emissionswerte kommen aus internationalen Kooperationen, in denen Messdaten EU-weit gesammelt und verarbeitet werden (z. B. Knörr et al., 2011; Luz et al., 2010). Damit ist der Verkehrssektor vergleichsweise genau erfasst. Im Off-Road Bereich ist die Genauigkeit deutlich geringer. Hier sind die Bestandsdaten sehr unsicher, da viele Maschinen keine Zulassung benötigen. Die Einsatzzeiten der Maschinen stammen aus Befragungen mit geringem Stichprobenumfang und gemessene Emissionswerte an den Motoren dieser Maschinen sind kaum verfügbar.

Bei der Ermittlung von Energieverbrauch und Emissionen wird der Inlandsverbrauch aus den Fahrleistungen innerhalb der Staatsgrenzen Österreichs berechnet. Die Differenz dieser berechneten Energiemenge zur in Österreich verkauften Menge an Kraftstoffen wird als „Kraftstoffexport in Kfz“ definiert. Da sowohl ausländischer Kraftstoff in Österreich als auch öster-

reichischer Kraftstoff im Ausland verbraucht wird, gibt „Kraftstoffexport in Kfz“ somit die Summe dieser beiden Mengen an. Diese Summe war in den letzten Jahren immer deutlich positiv (mehr Export als Import), kann aber, wie in den 1990er Jahren, auch negativ (mehr Import als Export) sein.

Im Verkehrssektor ist CO_2 das dominante THG. CH_4 und N_2O entstehen als unerwünschte Verbrennungsprodukte, allerdings in geringem Umfang. Bezogen auf alle Verkehrsquellen betrug der Anteil von N_2O etwa 1,5 % und von CH_4 nur ca. 0,1 % an den österreichischen THG-Emissionen des Verkehrs im Jahr 2010 (Abbildung 2.2). Die N_2O -Emissionen werden allerdings bei üblichen Messabläufen auf den Motor- und Fahrzeugprüfständen nicht erfasst und sind nur an einer kleinen Stichprobe mit gemessen (z. B. Boulter et al., 2007). Dennoch erscheint die eher geringe Bedeutung von N_2O aus motorischen Verbrennungsprozessen relativ sicher. Frühere, deutlich höhere Emissionsfaktoren, dürften auf Artefakte in der Messkette zurückzuführen sein, da sich N_2O unter Beisein von NO_x , SO_2 und H_2O in der Probe nachbildet (Zellner et al., 2011). Diese Komponenten sind im Fahrzeugabgas praktisch immer vorhanden. Derzeit werden N_2O Bildungsmechanismen in modernen Abgasnachbehandlungssystemen

diskutiert und auch messtechnisch untersucht. Die bisher spärlich vorliegenden Daten lassen aber auf keine erheblichen N_2O Bildungen schließen. Neben den gasförmigen Emissionen ist der Verkehrsbereich auch für Aerosolemissionen (siehe Abschnitt 2.2.9) sowie die Emission von Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel (NO_x , siehe Abschnitt 2.3.2) verantwortlich.

Von den CO_2 -Emissionen, die durch die in Österreich verkauften Kraftstoffe verursacht werden, werden fast 30 % dem Kraftstoffexport in Kfz zugeordnet. Davon entfallen etwa 2/3 auf den Straßengüterfernverkehr, der mit den großen Tankvolumina und langen Strecken ein hohes Potenzial besitzt Kraftstoff im Ausland zu verbrauchen. Da die Kraftstoffpreise in Österreich seit 1999 unter denen der wesentlichsten Nachbarländer (Deutschland, Italien) liegen, ist der Kraftstoffexport auch seit dieser Zeit auffällig steigend (Molitor et al., 2009).

Für die zukünftige Entwicklung von Energieverbrauch und THG-Emissionen (siehe dazu insbesondere Band 3, Kapitel 3) sind viele Randbedingungen relevant. Wichtige Einflussgrößen sind:

- wirtschaftliche Entwicklung und Kraftstoffpreise im In- und Ausland;
- Emissionsgrenzwerte, speziell für CO_2 (derzeit für PKW und leichte Nutzfahrzeuge definiert);
- Testverfahren zur Überprüfung der Emissionsgrenzwerte (Vermeidung von Optimierungen, die in der Typprüfung deutlich mehr Wirkung zeigen als im realen Verkehr);
- Tempo der technologischen Entwicklung von Antrieben und Kfz;
- weitere (politisch gesetzte) Maßnahmen.

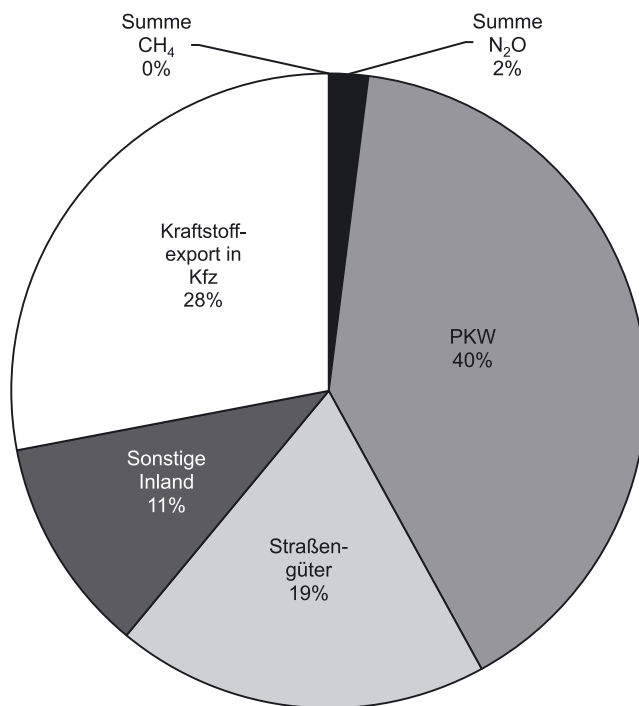


Abbildung 2.2 THG-Emissionen von Straßenverkehr und mobilen Maschinen im Jahr 2010 (ohne Luftverkehr, nach Schwingshackl und Hausberger, 2011) in CO_2 -Äquivalenten

Figure 2.2 Greenhouse gas emissions of road traffic and mobile machinery in 2010 (without air traffic) as CO_2 -equivalents (Schwingshackl and Hausberger, 2011)

Der hier verwendeten IPCC Systematik folgend sind die Emissionen des grenzüberschreitenden Flug- und Schiffsverkehrs nicht enthalten, da sie nicht eindeutig einem Land zugeordnet werden können. Während letztere für Österreich unbedeutend sind, betragen die CO_2 Emissionen, die sich aus den in Österreich für internationalen Verkehr abgegebenen Mengen an Kerosin („International bunkers“) ergeben, 2050 kt CO_2 , also fast ein Zehntel der Emissionen des Straßenverkehrs, und haben sich seit 1990 von 886 kt mehr als verdoppelt (Umweltbundesamt, 2012c).

2.2.4 Emissionen aus industriellen Prozessen

Eisen und Stahlproduktion: Die Herstellung von Eisen und Stahl aus Eisenerz ist in Österreich nicht nur von großer ökonomischer Bedeutung, sondern auch eine relevante Quelle

von THG. Da die entsprechenden energetischen Emissionen (die bei Verbrennungsprozessen auftreten) bereits im Sektor Energie ausgewiesen werden, werden hier lediglich die prozessbedingten Emissionen diskutiert. Dies beinhaltet auch den stofflichen Einsatz von Substanzen, die als Energieträger verwendet werden – im konkreten Fall von Kohle und Koks. Dabei wird jene Menge an Koks (genauer: aus daraus gewonnenem Kohlenmonoxid), mit dem Eisenerz zu Roheisen reduziert wird, dem Prozess zugeordnet, die Menge, die der Wärme- und Energiegewinnung dient (dabei auch die Umsetzung von Koks zu Kohlenmonoxid) gilt als energetische Emission. In der Berechnung werden demgemäß 56 % des eingesetzten Koks als prozessbedingt angesehen, entsprechend erfolgt auch die Aufteilung der Emissionen (Umweltbundesamt, 2012c). Mit 5 460 kt CO₂ (2010) umfassen die prozessbedingten Emissionen der Eisen- und Stahlproduktion etwa 6,5 % der österreichischen THG-Emissionen. Unter Berücksichtigung auch der energetischen Emissionen trägt allein der größte Standort in Linz (laut Umwelterklärung 2012 der voestalpine) mit 8 540 kt CO₂ (2010) rund 10,7 % zu den gesamten österreichischen Emissionen bei.

Chemische Industrie: Ebenfalls unter Einsatz eines Energieträgers (hier: Erdgas) verläuft die Produktion von Ammoniak, deren Emissionen mit 540 kt CO₂ deutlich geringer liegen als die der Metallindustrie. Die Zuordnung ist hier eindeutig, da davon ausgegangen wird, dass Erdgas vollständig prozessbedingt verwendet wird. Noch einfacher ist die Zuordnung im Fall der Produktion von Salpetersäure, da die Emissionen nicht aus einem Energieträger stammen. N₂O ist ein Nebenprodukt der Oxidation von Ammoniak, dem ersten Prozessschritt. Die Emissionen von N₂O lagen im Jahr 2010 nur mehr bei 64 kt CO₂-Äq., da die einzige österreichische Anlage in Linz als europäisches Pilotprojekt seit 2004 mit Vorrichtungen zur katalytischen Reduktion des entstehenden N₂O ausgestattet ist, die 95 % dieses THG aus dem Abgasstrom entfernt.

Mineralische Produkte: Wichtige prozessbedingte Emissionen von CO₂ kommen aus dem Material selbst. Beim Erhitzen von karbonatischem Gestein wird die mineralische Struktur aufgebrochen und CO₂ freigesetzt. Bei der Zementproduktion macht dies für 2010 immerhin 1 622 kt CO₂ oder fast 2 % der gesamten österreichischen THG-Emissionen aus, die Kalkproduktion führt zu 574 kt CO₂. Emissionen lassen sich gut über die Materialzusammensetzung und den Karbonatanteil abschätzen. Messungen der Abgase des eigentlichen Brennprozesses sind nicht zielführend, da diese gemeinsam mit den Abgasen der Energieträger abgeführt werden und damit keine Unterscheidung zu den energetischen Emissionen möglich wäre. Ähnliches betrifft die Magnesium-Sinterung und die Po-

sition „Kalkstein- und Dolomitverbrauch“ (2010 jeweils ca. 300 kt CO₂), wobei letztere Zuschlagsstoffe im Hochofenprozess darstellen und die Emissionen somit mit der Metallherzeugung in Verbindung stehen (aber nicht dort geführt werden).

F-Gase: Die Emissionen von fluorierten Gasen (Fluorkohlenwasserstoffe, F-Gase), also fluorierten Derivaten von Kohlenwasserstoffverbindungen, werden ebenfalls den industriellen Prozessen zugeordnet. Als Industriegase spielen sie seit den 1990er Jahren eine immer größer werdende Rolle, da sie hauptsächlich bei Produktionsprozessen aufgrund ihrer interessanten Eigenschaften aktiv eingesetzt werden. Sie kommen auch als Reaktionsprodukte im Abgas von Aluminium-Elektrolyseanlagen vor und sind zu einem geringen Teil auch natürlich.

Wir betrachten vollfluorierte Kohlenwasserstoffe (PFCs), teilfluorierte Kohlenwasserstoffe (HFCs) und Schwefelhexafluorid (SF₆). Weitere Substanzen wie zum Beispiel Stickstofftrifluorid (NF₃), dessen klimaschädigende Eigenschaften bekannt sind, könnten in Zukunft ebenfalls im Zuge der Berichtspflichten unter dem Kyoto-Protokoll erfasst werden. F-Gase weisen eine hohe Klimawirksamkeit auf, da sie atmosphärische Verweilzeiten von bis zu mehreren hundert Jahren besitzen und dadurch 140 bis 23 900-mal so wirksam für den Treibhauseffekt sind wie CO₂. Aufgrund dieser Klimawirksamkeit ist ihre Verwendung in Österreich durch die Industriegasverordnung BGBl II Nr. 447/2002 (BGBl., 2002) eingeschränkt.

Der Sektor mit der größten Zunahme von F-Gasen ist der Kälte- und Kühlmittelbereich, der Kühlgeräte in privaten, gewerblichen und industriellen Anwendungen, Klimaanlage, Wärmepumpen und Transportkühlung sowie mobile Klimageräte, also Klimaanlage in Fahrzeugen, umfasst. Durch den starken Anstieg wird in diesem Bereich verstärkt nach Alternativen geforscht (z. B. alternative Kühlmittel, etwa CO₂), die allerdings teils aufwändige Sicherheitsauflagen und speziell geschultes Wartungspersonal benötigen, was den Umstieg erschwert. Auch im Bereich Klimaanlage in Fahrzeugen wird stetig nach Alternativen geforscht, da laut EU Richtlinie 2006/40/EG ab 2011 nur noch auf F-Gase mit einem GWP kleiner als 150 gesetzt werden darf (Europäisches Parlament, 2006). Es ist derzeit zu erwarten, dass sich Gase mit sehr geringem GWP (z. B. viermal höher als das von CO₂) durchsetzen werden.

Weitere Anwendungsgebiete sind die Herstellung von bestimmten Schaumstoffen, Aerosolen (Sprays und medizinische Inhalatoren) und Halbleiterplatten in der Elektronikindustrie. In diesen Fällen ist die Verwendung von F-Gasen rückläufig. Als Lösungsmittel werden F-Gase kaum mehr eingesetzt, allerdings immer noch als Löschmittel, wo ihre Verwendung sogar zunimmt.

Die direkte Verwendung von SF_6 für Sportschuhsohlen, Autoreifen und Schallschutzfenster ist mittlerweile verboten. Hier kommt es noch zu Emissionen aus Restbeständen, die im Fall von Schallschutzfenstern noch in den nächsten 15 Jahren für einen großen Anteil der SF_6 -Emissionen verantwortlich sein werden. Als Isoliergas in Hochspannungsschaltanlagen im Elektrizitätsbereich wird SF_6 weiter eingesetzt. Zwar benötigen modernere Systeme deutlich weniger Gas, aber mit steigenden Ansprüchen an die Sicherheit der Elektrizitätsversorgung werden mehr Schaltanlagen erforderlich.

Trends der Emissionen aus industriellen Prozessen

Abbildung 2.3 zeigt die Emissionen der industriellen Teilsektoren im Zeitraum von 1990 bis 2010 in Österreich. Einige markante Änderungen lassen sich auf konkrete Ursachen zurückführen:

- Entwicklung neuer Technologien zur N_2O -Absenkung in der chemischen Industrie (Salpetersäureproduktion) ab 2004.
- Wirtschaftskrise (2008/09): Einbruch der industriellen Produktion (v.a. Stahl und Zement).
- Steigerung der Stahlproduktion über fast die gesamte Periode.
- Emissionsreduktionen der PFCs zu Beginn der Periode erfolgen aufgrund des Auslaufens der primären Aluminiumproduktion in Österreich.
- Die Verwendung von HFCs stieg seit den 1990er Jahren v.a. im Kälte- und Kühlmittelbereich, bei Löschmitteln

und Schäumungsmitteln als Alternative für die früher üblichen Fluor-Chlor Kohlenwasserstoffe (FCKW), die als Zerstörer der stratosphärischen Ozonschicht bereits seit 1995 durch die FCKW-Verordnung (BGBl., 1990) verboten sind.

- Die Emissionen von SF_6 erreichten Mitte der 1990er Jahre ein Maximum, das auf den vermehrten Einsatz dieses Gases in der Halbleiterherstellung, als Löschgas in Magnesium- und Aluminiumgießereien und bei der Herstellung von Schallschutzfenstern zurückzuführen war. Das Minimum im Jahr 2000 ist durch einen generellen Rückgang der Emissionen in diesen Bereichen begründet, der darauffolgende leichte Anstieg resultiert aus dem Einsatz des Gases bei der Produktion von Schuhsohlen, der jedoch bald darauf verboten wurde.

Im Jahr 2010 war der Bereich der Prozessemissionen mit 13 % (insgesamt 10 680 kt CO_2 -Äq.) nach den energetischen Emissionen der wesentlichste Verursacher der österreichischen THG-Emissionen. Die Prozessemissionen der Industrie – inklusive F-Gase, aber ohne energetische Emissionen der Industrie – sind zwischen 1990 und 2010 um 5,7 % (+580 kt) angestiegen.

2.2.5 Lösungsmittel und Verwendung von Produkten

Diese Quellgruppe ist für die Gesamtemissionen recht unbedeutend, wird aber als eigene Position in der nationalen Inventur geführt. Sie beinhaltet indirekte CO_2 -Emissionen nach

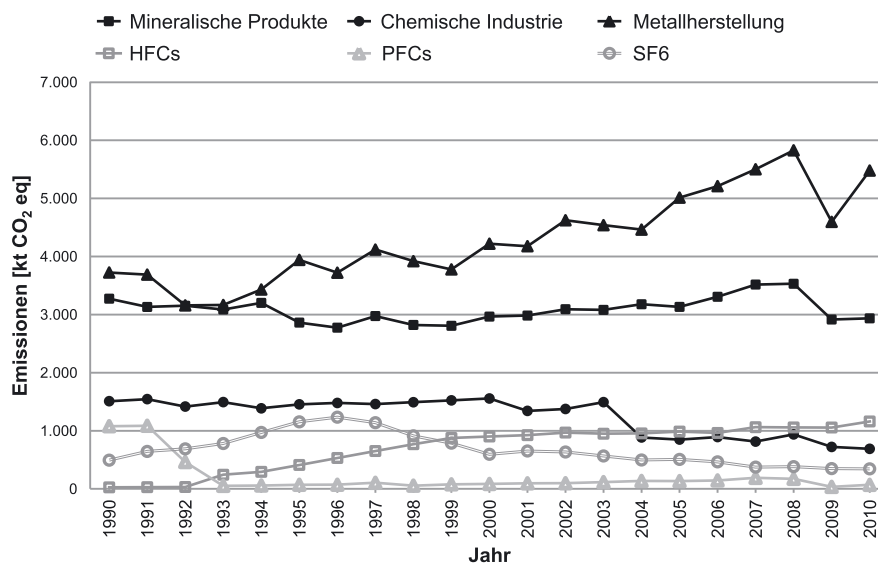


Abbildung 2.3 Emissionen der einzelnen industriellen Sektoren und Emissionen von fluorierten Gasen von 1990 bis 2010 in CO_2 Äquivalenten (Umweltbundesamt, 2012c)

Figure 2.3 Emissions by industrial sub-sectors and emissions of F-gases 1990-2010 presented as CO_2 -equivalents (Umweltbundesamt, 2012c)

Verdampfung von Lösungsmitteln (Lösungsmitteldämpfe wandeln sich in der Atmosphäre praktisch vollständig zu CO₂ um) und die Verwendung von Lachgas als Anästhetikum oder im Lebensmittelbereich in Sprühdosen. Beide Beiträge sind ähnlich groß, insgesamt machen sie 0,4 % der österreichischen Emissionen aus (Umweltbundesamt, 2012c).

2.2.6 Landwirtschaft und Emissionen aus Böden

Emissionen aus der Landwirtschaft

Im Sektor Landwirtschaft werden die nachfolgend aufgeführten Quellen für CH₄- und N₂O-Emissionen unterschieden. Andere, durchaus in Zusammenhang mit der Landwirtschaft relevante Aktivitäten werden an anderer Stelle der Inventur behandelt (Düngemittelproduktion unter „Prozesse“, Energie und Transport in den jeweiligen Sektoren).

- Methanemissionen aus der Wiederkäuerverdauung.
- Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement.
- Lachgasemissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement.
- Lachgasemissionen aus Böden.
- Indirekte Lachgasemissionen (durch Stickstoffverluste sekundär verursachte Emissionen).

Emissionsinventuren sollen nationale Emissionen so genau wie möglich abschätzen und den jährlichen Emissionstrend sowie den Effekt emissionsmindernder Maßnahmen zeigen. Im Bereich der Landwirtschaft spielt die Kenntnis der Tierhaltung und des Wirtschaftsdüngermanagements eine große Rolle. Sie ist Voraussetzung für das realitätsnahe Abschätzen von Emissionen. Der Effekt von Minderungsmaßnahmen lässt sich nur dann objektiv abbilden, wenn repräsentative Daten zum Wirtschaftsdüngermanagement vorhanden sind. Dazu wurden die Ergebnisse einer Umfrage zu Tierhaltung und Wirtschaftsdüngermanagement in Österreich – TIHALO – (Amon et al., 2007) in die nationalen Luftschadstoff- und THG-Inventuren eingebaut (Amon und Hörtenhuber, 2008; 2010).

Die Landwirtschaft war im Jahr 2010 mit 7 450 kt CO₂-Äq. für 8,8 % der österreichischen THG-Emissionen verantwortlich (Umweltbundesamt, 2012c). Davon stammen 48 % aus CH₄-Emissionen und 52 % aus N₂O-Emissionen. Von den landwirtschaftlichen THG-Emissionen im Jahr 2010 kommen 44 % aus den direkten verdauungsbedingten CH₄-Emissionen der Viehhaltung. Die CH₄- und N₂O-Emissionen

aus dem Wirtschaftsdüngermanagement sind kausal von den Tierbestandszahlen abhängig, sie umfassen 4 bzw. 12 % der Emissionen des Sektors. Für landwirtschaftliche THG-Emissionen bedeutender sind die N₂O-Emissionen (39 % im Jahr 2010) aus der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Böden.

Alle diese Emissionen sind Ergebnisse mikrobieller Prozesse. Methan entsteht durch anaerobe Umsetzung von organischen Verbindungen, zu einem bedeutenden Teil im Verdauungstrakt von Wiederkäuern. Diese Umsetzung steht in Beziehung mit der Verdauung von Zellulose, die nur mit Unterstützung symbiotisch lebender Bakterien möglich ist. Die Emissionen hängen daher von der Anzahl und Fütterung von Wiederkäuern, insbesondere mit Raufutter, zusammen.

Lachgas wird mikrobiell vorwiegend im Boden gebildet, als Nebenprodukt von Prozessen zur chemischen Umwandlungen von Stickstoffverbindungen. Ausgangspunkt der Umwandlungen sind jeweils Substanzen, die Stickstoff in gebundener Form enthalten. Diese werden wesentlich durch Düngung eingebracht (Mineraldünger oder organischer Dünger, also Gülle), können aber auch von bestimmten Pflanzen (Leguminosen und deren symbiotisch lebenden Bakterien) aus der Atmosphäre fixiert werden, aus Ernterückständen stammen oder als Klärschlamm, atmosphärische Deposition von Stickstoff und Ausscheidungen von Weidetieren eingetragen werden.

Indirekte Lachgasemissionen aus Böden, speziell Waldböden

Die wichtigsten Quellen von N₂O stehen in Zusammenhang mit mikrobiellen Bildungsprozessen in Böden, Sedimenten und Gewässern. Auf globaler Ebene repräsentieren landwirtschaftliche Emissionen aufgrund der Verwendung von N-Düngern und Güllemanagement (4,3–5,8 Mt N₂O-N/Jahr) und Emissionen von natürlichen Böden (6–7 Mt N₂O-N/Jahr) bereits 56–70 % aller N₂O-Quellen (Butterbach-Bahl et al., 2013). Wälder zeigen in der Regel geringere N₂O-Emissionsraten als landwirtschaftliche Flächen, aufgrund ihres hohen Flächenanteils (48 % der österreichischen Landesfläche) ist die Summe der Waldemissionen jedoch wesentlich. Im Sinn der IPCC-Richtlinien (IPCC, 1997) handelt es sich um indirekte Emissionen, da die relevante anthropogene Aktivität, welche die Freisetzung von Stickstoffverbindungen auslöst, an anderer Stelle stattfindet als die N₂O-Emissionen.

Ein besseres Prozessverständnis des Ausmaßes, der Muster und Kontrollmechanismen von N₂O-Bodenemissionen auf unterschiedlichen Skalierungsebenen ist erforderlich, um die Verbindungen zwischen den primären Emittenten und der

eigentlichen Bildung von THG ausreichend beschreiben zu können. Dies wird etwa durch Freilandmessungen des N_2O Austausches zwischen Böden und der Atmosphäre in verschiedensten terrestrischen Ökosystemen sowie durch Laborinkubationsversuche unter kontrollierten Bedingungen – sowohl mit Böden als auch mit Reinkulturen von Mikroorganismen – ermöglicht.

Waldböden als Quellen indirekter Emissionen: Österreichische Untersuchungen in einem Tiroler Fichtenwald zeigten, dass N_2O bevorzugt in den obersten 10 cm des Bodens gebildet wird und aufgrund der geringeren Verfügbarkeit an organischem Kohlenstoff mit der Bodentiefe abnimmt (Henrich und Haselwandter, 1997). In einem Waldweideprojekt auf zwei steirischen Almen (Hieflau, Teufelsstein) erkannte man, dass sich der N-Kreislauf bereits 3–5 Jahre nach einer Schlägerung erholt hatte und auch die N_2O -Emissionen nach dem Eingriff wieder zurückgingen (Hackl et al., 2000). Im Donauraum (Lobau, Orth) wurde der Einfluss von Renaturierungsmaßnahmen in Flussauen auf potentielle N_2O -Emissionen untersucht und ein positiver Effekt, d. h. geringere Emissionen bei wiederhergestellter Konnektivität der Gewässer aufgedeckt (Welti et al., 2012).

In einer groß angelegten Naturwaldstudie (DIANA – soil Diversity In Austrian NATural forests²) wurden unter anderem Emissionspotentiale von N_2O in zwölf Naturwaldreservaten in Wien, Niederösterreich und dem Burgenland untersucht. Neben dem Baumarteneinfluss führten vor allem erhöhte atmosphärische N-Einträge im Großraum Wien zu vergleichsweise hohen N_2O Emissionen. Dichte Wildschweinpopulationen stehen im Verdacht, durch das Durchwühlen des Bodens mikrobielle Aktivitäten zu verändern, den Standort zu eutrophieren und N_2O -Emissionen zu fördern (Hackl et al., 2004).

Stickstoffeinträge in Wälder in Form von nasser und trockener Deposition können N_2O -Emissionen fördern: Auf europäischer Ebene wurde das für Nadelwälder bestätigt (Pilegaard et al., 2006). Im Wienerwald zeigten Langzeitstudien einen deutlichen Effekt auch in Buchenbeständen (Kitzler et al., 2006), wo die Emissionen im Schottenwald (Wien) bei ca. doppeltem N-Eintrag ($23 \text{ kg N/ha} \times \text{J}$) um ein Drittel ($10,4 \mu\text{g N/m}^2 \times \text{h}$) gegenüber dem „Reinluftstandort“ Klausenleopoldsdorf erhöht waren; die NO -Emissionen aus den Böden waren sogar verzehnfacht. Eine deutlich verstärkte Re-Emission des eingetragenen Stickstoffs mit bis zu 15 %, im Vergleich zu 1 % (IPCC Standardfaktor für Inventuren) wurde festgestellt. Die Wirkungsmechanismen umfassen sowohl kurzfristig veränderte mikrobielle Aktivität nach N-Zugabe,

als auch langfristig veränderte mikrobielle Gemeinschaften in N-beeinflussten Böden. Inzwischen ist man sich einig, dass die Wahl der Baumart sehr wesentlich für die N_2O -Emission ist. Aus naturschutzpolitischen Gründen ist eine vermehrte Einbringung von Laubbaumarten in Wälder wünschenswert, jedoch zeigen Buchenbestände und Mischwälder im Vergleich zu Fichtenreinbeständen aufgrund veränderter Bodeneigenschaften erhöhte N_2O -Emissionen (Ambus und Zechmeister-Boltenstern, 2006). Dies wurde EU-weit sowie in einer 3-jährigen Messserie in der Nähe von Wilhelmsburg, NÖ bestätigt (Pörtl et al., 2007).

Quellvariabilität: Die Ermittlung von N_2O -Bilanzen auf Landschaftsebene bis hin zur kontinentalen Ebene ist nach wie vor eine ungelöste Herausforderung und derzeitige Schätzungen sind mit großen Unsicherheiten behaftet. Das ist vor allem durch den sehr dynamischen und variablen Charakter der N_2O -Bodenemissionen bedingt, die durch eine Vielzahl von interagierenden Umwelteinflüssen kontrolliert werden. Aus diesem Grund werden Bodenemissionen von N_2O durch sog. „hot spots“ und „hot moments“ („heiße Punkte“ und „heiße Momente“) charakterisiert, d. h. durch eine enorme Variabilität auf einer großen Bandbreite von räumlichen und zeitlichen Skalen (Butterbach-Bahl und Dannenmann, 2011).

Nachdem die Verfügbarkeit von reaktivem Stickstoff N_r (damit werden organisch gebundener N und mineralische N-Verbindungen mit Ausnahme von N_2 bezeichnet) der wichtigste Antrieb der N_2O -Bodenemissionen ist, ist auch der Düngereinsatz ein Schlüsselfaktor, der diese Emissionen kontrolliert. Aber erhöhte N_2O -Bodenemissionen kommen nicht nur auf gedüngten Flächen, als sog. direkte Emissionen, vor; aufgrund der kaskadischen Verteilung von Stickstoff auf Landschaftsebene, kann N_r von einem Applikationsort auf andere Ökosysteme verteilt werden, entweder mit dem Wind oder durch Auswaschung in Vorflutern. Dadurch kommt es zu einer Anreicherung von Stickstoff in natürlichen Ökosystemen und zur Entstehung von neuen „hot spots“ für N_2O -Emissionen (sog. indirekte Emissionen). Für ein besseres Verständnis der N_2O -Bodenemissionen ist es daher einerseits notwendig den Stickstoffkreislauf von der Ökosystemebene zur regionalen und globalen Ebene besser zu verstehen. Andererseits müssen auch die Schlüsselprozesse der N_2O Bildung, des Abbaus und der Emission aufgeklärt werden. Die Herausforderung besteht darin, diese beiden Aspekte miteinander zu verbinden (Butterbach-Bahl und Dannenmann, 2011).

² <http://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=2966>

2.2.7 Wälder als Kohlenstoffsinken

Biomasse, insbesondere das Holz in Wäldern, ist ein beträchtlicher Speicher für Kohlenstoff. Änderungen dieses Speichervolumens (in der Nordhemisphäre vor allem Zunahme des Kohlenstoffspeichers, sodass Wälder als Senken für atmosphärisches CO₂ dienen) sind so groß, dass sie im Vergleich mit den THG-Emissionen betrachtet werden müssen, um die Konzentrationsänderungen in der Atmosphäre korrekt beschreiben zu können.

Für die nationale österreichische Berichterstattung an die UNFCCC unter dem Kyoto-Protokoll werden die Daten der Österreichischen Waldinventur (ÖWI: www.waldinventur.at) herangezogen. Ergebnisse der Inventuren der Perioden 1986 bis 1990, 1992 bis 1996, 2000 bis 2002 und 2007 bis 2009 erlauben gute Aussagen über den Kohlenstoffgehalt der Wälder. Weniger gut lassen sich damit Landnutzungsänderungen bestimmen (Zunahme der Waldfläche), da diese Änderungen in Österreich auf viele kleine Flächen beschränkt sind und mit dem Erhebungsraster der ÖWI nicht so genau erfasst werden.

Waldfläche: Österreich verfügt über fast 4 Mio. ha Wald (47,6 % der Landesfläche: Russ, 2011). Die nachhaltige Waldbewirtschaftung ermöglichte in der Vergangenheit die Bildung und Erhaltung eines großen Kohlenstoffvorrates (1990:

339 ± 42 Mt C in der Biomasse und 463 ± 185 Mt C im Boden; Umweltbundesamt, 2000). Seit der ersten bundesweiten Erhebung (1961 bis 1970) hat die Waldfläche vor allem durch Bewaldung von ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen (ca. 60 % der Zunahme) sowie von extremen Standorten und Naturflächen (ca. ein Drittel der Zunahme) zugenommen (Tabelle 2.1). Die übrigen Neubewaldungsflächen sind ehemalige Bergbauflächen, Deponien oder sonstige Flächen (Russ, 2011). Mehr als vier Fünftel des österreichischen Waldes sind im Privatbesitz. Rund zwei Drittel davon gehören forstlichen Kleinbetrieben mit Betriebsgrößen unter 200 ha, von denen die meisten auch noch landwirtschaftliche Flächen bewirtschaften. Der größte Teil der Waldzunahme findet auf landwirtschaftlichen Grenzertragsstandorten durch Flächenstilllegungen und aktive Aufforstung statt. Die Waldfläche nimmt in allen Lagen zu, am stärksten in den Hochlagen über 1 800 m Seehöhe.

Schätzung der Biomasse und Umrechnung auf Kohlenstoffvorräte: Der Zuwachs wird aus der Differenz der Holzvolumina zwischen zwei Inventurperioden berechnet und es werden Korrekturfaktoren berücksichtigt, die sich z. B. aus der richtigen Behandlung der „Einwüchse“ ergeben, also von Bäumen, die in der vorigen Inventurperiode aufgrund ihrer geringen Dimension nicht berücksichtigt wurden, aber in der

Tabelle 2.1 Landnutzung und Änderung der Landnutzung mit Bezug zur Waldfläche (Umweltbundesamt, 2012c)

Table 2.1 Land use and changes in forest area (Umweltbundesamt, 2012c)

	ha 1990	ha 2010	ha Veränderung
Waldfläche	3 891 333	3 999 857	108 524
unverändert als Wald bewirtschaftet	3 504 743	3 780 840	276 097
Nadelwald	2 432 897	2 557 136	124 239
Laubwald	737 690	984 604	246 914
Nicht-Ertragsfläche	334 156	239 100	−95 056
Fläche, die in den vorausgehenden 20 Jahren zu Wald umgewandelt wurde	386 591	219 018	−167 573
Ackerland zu Wald	60 661	31 884	−28 777
Grünland zu Wald	225 828	129 101	−96 727
Feuchtgebiet zu Wald	17 528	9 386	−8 142
Siedlungsgebiet zu Wald	54 258	25 576	−28 683
Anderes Land zu Wald	28 315	23 071	−5 244
Waldfläche, die in den vorausgehenden 20 Jahren zu anderen Nutzungsformen umgewandelt wurde	193 008	113 299	−79 709
Wald zu Ackerland	9 652	8 675	−977
Wald zu Grünland	99 259	61 712	−37 547
Wald zu Feuchtgebiet	5 055	3 356	−1 699
Wald zu Siedlungsgebiet	29 872	19 048	−10 824
Wald zu anderem Land	49 170	20 508	−28 662

Folgeinventur das geschätzte Stammvolumen vergrößern. Für die Abschätzung der jährlichen Holzernte stehen neben den Daten der ÖWI auch die Holzeinschlagsmeldungen zur Verfügung. Die ÖWI-Daten sind für die Bilanz besser geeignet, da alle Veränderungen der Biomasse im österreichischen Wald dargestellt werden. Damit werden etwa der Holz-Eigenverbrauch und andere Prozesse, die nicht mit dem Holzeinschlag im Zusammenhang stehen, miteingefasst. So wirken sich auch Klimaänderungen (Verlängerung der Vegetationsperiode) und Verbesserung der Waldernährung durch atmosphärische Einträge von Stickstoff auf die Bestandsdichte aus.

Um von den ÖWI-Daten in Kohlenstoff umzurechnen werden Konversionsfaktoren von feldfrischem auf trockenes Holz sowie der Kohlenstoffgehalt des Holzes verwendet (Umweltbundesamt, 2010). Der Kohlenstoffgehalt der trockenen Äste, Nadeln und Wurzeln liegt bei 47–48 %. Die Methodik der ÖWI ist auf die Erfassung des Stammvolumens ausgerichtet. Mit landesspezifischen Konversionsfunktionen werden die einzelnen Kompartimente der Biomasse errechnet. Für die Hauptbaumarten wurden die relevanten Funktionen entwickelt (Ledermann und Gschwantner, 2006; Ledermann und Neumann, 2006; Gschwantner und Schadauer, 2006; Ofenthaler und Hochbichler, 2006; Umweltbundesamt, 2010). Stehendes Totholz wird hier ebenfalls erfasst.

Bodenkohlenstoff: Im Boden liegt organischer Kohlenstoff im Auflagehumus und im Mineralboden vor. Die Waldböden Österreichs wurden in der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur 1987 bis 1989 terrestrisch erhoben. Ein Teil der Waldböden wurde 2007 wieder untersucht. Die Veränderung des Kohlenstoffvorrates im Boden ist nur mit großem Aufwand feststellbar, da der Kohlenstoffvorrat kleinräumig heterogen ist und die zeitlichen Veränderungen eher gering sind. Für statistisch abgesicherte Aussagen zu Veränderungen wären daher erheblich größere Stichproben notwendig, als sie tatsächlich verfügbar sind. Das Ergebnis der Wiederholungsinventur war, dass der Kohlenstoffpool an etwa gleich vielen Standorten zu- bzw. abnahm. Bei einer Simulation der Böden mit dem Programm Yasso07 (Tuomi et al., 2009) wurde eine leichte Abnahme des Kohlenstoffvorrates festgestellt, die jedoch statistisch nicht von Null unterscheidbar ist.

Entnahme von Holz: Da die Holzernte viele Jahre hinter dem Zuwachs deutlich zurück blieb, erhöhte sich der Holzvorrat zwischen 1971/80 und 2007/09 von 827 Mio. auf 1 135 Mio. Vorratsfestmeter. Besonders groß war die Schere zwischen Zuwachs und Nutzung in den 1990er Jahren. Der Forstsektor hat auf diese Entwicklung reagiert und die Holzernte erhöht. Erstmals wurde in der Inventurperiode von 2007 bis 2009 in den Forstbetrieben und den Bundesforsten

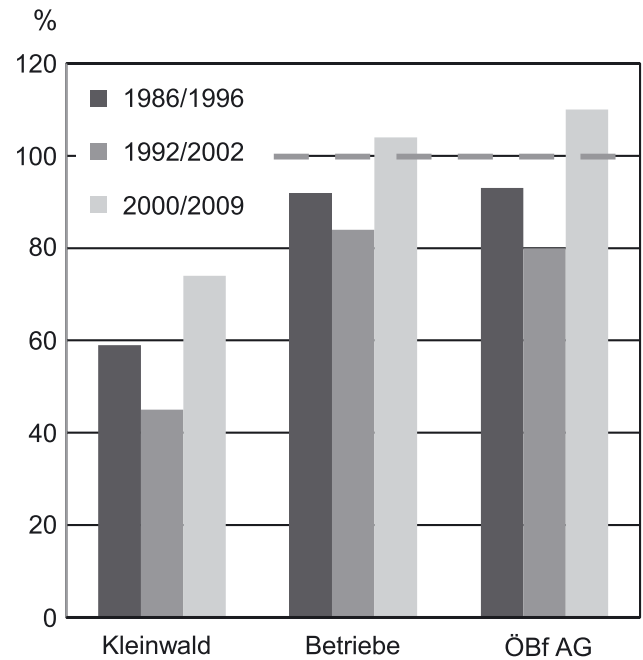


Abbildung 2.4 Entwicklung des Nutzungsprozents (Anteil der Ernte am Zuwachs) in Abhängigkeit von der Betriebsgröße und Periode (Büchsenmeister, 2011)

Figure 2.4 Use ratio (harvest vs. regrowth) over time for different size classes of forest ownership (Büchsenmeister, 2011)

die verstärkte Nutzung des Zuwachses sichtbar. Es kam sogar zu einer leichten Übernutzung des Waldes (Abbildung 2.4). Damit wurde ein Teil des Nutzungsbedarfes abgedeckt, gleichzeitig wurde durch die erhöhte Nutzung die Kohlenstoffsänke des Waldes verringert (siehe dazu auch Band 2, Kapitel 3). Als Gründe lassen sich einerseits Zwangsnutzungen durch Sturm Schäden nennen, andererseits führten hohe Holzpreise und politische Anstrengungen zur Mobilisierung, also Nutzung des Holzzuwachses, zur Abnahme des durchschnittlichen Zuwachses im österreichischen Wald. Durch die Erhöhung des Holzeinschlages und der Entnahme besonders wüchsiger (produktiver) Bestände ist allerdings die durchschnittliche Produktivität leicht rückläufig.

2.2.8 Treibhausgase aus der Abfallbehandlung

Die „Klimarelevanz der Abfallwirtschaft“ wurde bereits 1999 einer umfassenden Analyse unterzogen (Hackl und Mausitz, 1997; Hackl und Mausitz, 1999). Hierbei wurde deutlich, dass die Deponierung von Abfall aufgrund der freigesetzten Deponiegase (CH_4 und CO_2 , aber auch FCKWs und N_2O) einen nicht unbedeutenden Anteil an den THG-Emissionen hat. Aufgrund des großen Anteils und der vorhandenen Miti-

gationsmöglichkeiten scheint insbesondere die Verhinderung der Emission von CH_4 aus anaeroben Umwandlungsprozessen biologisch abbaubarer Kohlenstoffverbindungen vordringlich. THG entstehen auch im Bereich von Kläranlagen sowie bei Müllverbrennungsanlagen.

Änderungen der biogen gebundenen Menge an Kohlenstoff werden in der Inventur nicht über die Emissionen in die Atmosphäre, sondern über die Bestandsänderungen festgestellt (siehe Band 2, Kapitel 2), somit werden im Gegensatz zu fossilen CO_2 -Emissionen jene aus biogenem Material nicht bilanzwirksam. Insbesondere in Müllverbrennungsanlagen gestaltet sich die Bestimmung jenes CO_2 -Anteils, welcher aus der energetischen Umsetzung biogener Restmüllkomponenten entstammt und daher weiter nicht betrachtet werden muss, oft zeit- und kostenintensiv. Hilfestellung bei der Ermittlung des biogenen Kohlenstoffanteils im Restmüll kann die Bilanzen-Methode leisten (Fellner et al., 2007; Obermoser et al., 2009). Sie erlaubt unter Verwendung routinemäßig erfasster Betriebsparameter, biogene und fossile CO_2 -Emissionen ausreichend genau zu bestimmen. Die Methode basiert auf einem Abgleich von theoretischen Güter-, Stoff- und Energiebilanzen mit messbaren Bilanzen einer Anlage. Das Verfahren ermöglicht es neben den biogenen und fossilen CO_2 -Emissionen auch die Anteile der eingesetzten Primärenergieträger im Abfallinput zu bestimmen.

Während generell bei Müllverbrennungsanlagen genügend Daten über die Zusammensetzung etwa des Roh- und Reingases veröffentlicht werden, um fundierte Aussagen über Schadstoffemissionen zuzulassen, ist dies für kalte Abfallbehandlungsverfahren weniger der Fall. Vor allem für die mechanisch-biologischen Methoden ist eine Aussage darüber, ob die veröffentlichten Messwerte als repräsentativ für diese Behandlungstechnik zu bezeichnen sind, aus heutiger Sicht nicht möglich. Dazu fehlt die Definition eines gemeinsamen Standes der Technik, es mangelt an einschlägigen Verordnungen und die Unterschiede in der Zusammensetzung des Deponiegutes sind groß, die Messtätigkeit unzureichend angesichts der Vielzahl von betriebenen Anlagen. Es ist zwar bekannt, dass es unter bestimmten Betriebsbedingungen (Deponie-, Rotteführung) bei Eingangsmaterialien mit höheren biologisch abbaubaren Stickstoffgehalten, abhängig von der Population der vorhandenen Mikroorganismen, zu einer vermehrten N_2O -Bildung bei biologischen Abbauprozessen kommen kann. Eine Quantifizierung der N_2O -Emissionen ist jedoch wegen der teils widersprüchlichen und teils lückenhaften Datenlage noch nicht mit der wünschenswerten Genauigkeit möglich. Ebenso ist eine mögliche Immobilisierung von im Substrat vorhandenem Kohlenstoff in Böden, welche die Emissionen reduzieren

würden, über den dafür notwendigen Zeitraum von mehreren hundert Jahren hinweg bei kalten Abfallbehandlungsverfahren kaum abschätzbar.

Umfassende THG-Emissionsbilanzen der Abfallwirtschaft betrachten über die direkten Emissionen hinaus auch indirekte bzw. vermiedene Emissionen. Darunter werden einerseits Emissionen verstanden, die in der Vorkette der abfallwirtschaftlichen Aktivitäten auftreten (Transport, Energiebereitstellung etc.), andererseits aber auch jene Emissionen in Abzug gebracht, die bei energetischer Verwertung von Abfall (in Müllverbrennungsanlagen oder bei der Nutzung von Deponiegas) an anderer Stelle im System, insbesondere bei der Energiebereitstellung, vermieden bzw. eingespart werden können. Indirekte Emissionen sind relevant für eine systemhafte Betrachtung der Abfallwirtschaft, in eine nationale Emissionsinventur gehen sie jedoch an anderer Stelle ein (Hackl und Mauschwitz, 1996).

Aus neuen, umfangreichen Modellberechnungen zur Abschätzung des Minderungspotentials für THG aus dem Bereich Restmüllbehandlung (Mauschwitz, 2009; BMLFUW, 2009) lassen sich Bilanzen der CO_2 - und CH_4 -Emissionen der österreichischen Abfallwirtschaft darstellen. Für 2006 beträgt der Anteil der durch Restmüll bedingten THG-Emissionen mit ca. 1 250 kt CO_2 -Äq. etwa 1,5 % der Gesamtemissionen. Im Vergleich zu 1990 war eine stete Abnahme der sektoralen Emissionen von ursprünglich 2030 kt CO_2 -Äq. zu verzeichnen, dies entspricht einem Rückgang um mehr als 38 %. Damit sanken die sektoralen spezifischen Emissionen um ca. 18 % auf 0,89 t CO_2 -Äq./t Restmüll. Für diese Entwicklung hauptverantwortlich war die Emissionsverminderung aus dem Bereich der Mülldeponierung. Die Emissionen aus der Restmülldeponierung betrugen 1990 1 672 kt CO_2 -Äq. und reduzierten sich bis 2006 um ca. 56 %, was auf schärfere gesetzliche Bestimmungen im Rahmen der Deponieverordnung (BGBl, 1996) zurückgeht, welche die deponierte Restmüllmenge von ca. 1,21 Mt/Jahr im Jahr 1990 bis 2006 um mehr als 88 % absinken ließ. Darüber hinaus wirkten sich die vermehrte Deponiegassammlung, die höheren Verwertungsquoten des Deponiegases, die Verstromung in effizienteren Deponiegasmotoren, der deutlich höhere Anteil thermisch verwerteten Restmülls und die effizientere externe Verbrennung der in den mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen gezogenen heizwertreichen Leichtfraktion emissionsmindernd aus.

Die Resultate der für 2013 gerechneten Szenarien veranschaulichen den Einfluss, der sich ergibt, wenn der Aufteilungsschlüssel für die anfallende Restmüllmenge für die Behandlungsvarianten thermische Restmüllverwertung und

mechanisch-biologische Abfallbehandlung variiert wird. Es wird deutlich, dass eine stärkere Emissionsreduktion erzielt werden könnte, wenn durch Müllvermeidung weniger Restmüll zur Behandlung anfallen würde und wenn vor allem der Behandlungsanteil durch Müllverbrennungsanlagen erhöht, hingegen der mechanisch-biologische Behandlungsanteil zurückgenommen werden würde. Bei vollständiger thermischer Verwertung des Restmülls in Müllverbrennungsanlagen würden sich die Emissionen im Vergleich zu 1990 im günstigsten Fall um ca. 85 % absenken lassen, da die Emissionsvermeidung in anderen Sektoren (vermiedene Emissionen) hier der Abfallwirtschaft angerechnet werden könnte. Bei ausschließlich mechanisch-biologischer Restmüllbehandlung ergäbe sich im ungünstigsten Fall eine Emissionsreduktion um nur noch 15 % gegenüber 1990. (Bzgl. der thermischen Verwertung von Abfall siehe auch Band 3, Kapitel 3)

Die vorliegenden THG-Emissionsbilanzen verdeutlichen, dass der Bereich Restmüll am nationalen Reduktionsziel von 22 300 kt CO₂-Äq. einen Beitrag in der Größenordnung von 1 200 bis 1 600 kt CO₂-Äq. zu leisten vermag. Dieser Beitrag ist als leicht realisierbar einzustufen (siehe auch Band 3, Kapitel 2).

2.2.9 Inventur der Feinstaub-Emissionen Österreichs

Inventuren der Freisetzung von Feinstaub (Particulate Matter, PM) wurden vor allem wegen der gesundheitlichen Auswirkungen von PM entwickelt, können aber, gemeinsam mit Wissen über die chemischen und physikalischen Eigenschaften der emittierten Partikel, auch als Basis für Berechnungen von klimarelevanten Parametern von Aerosolen herangezogen werden.

Die PM Inventur Österreichs wurde entsprechend den Anforderungen entwickelt, welche die Konvention über Ferntransport von Luftschadstoffen ihren Unterzeichnerstaaten vorschreibt. Diese Inventur ermittelt Emissionen von Primäraerosolen, d. h. direkte Partikelemissionen in die Atmosphäre, nicht jedoch Partikel, die mittels atmosphärischen chemischen Reaktionen aus gasförmigen Substanzen entstehen, und an Partikeln kondensiertes Material (siehe Abschnitt 2.3.1 bzw. 2.3.2). Die Erfassung der PM Emissionen erfolgt nach Quellgruppen und unterscheidet Korngrößen. Ausgewiesen werden die Emissionen von Partikel kleiner als 2,5 µm aerodynamischer Durchmesser (PM_{2.5}) sowie jener kleiner als 10 µm aerodynamischer Durchmesser (PM₁₀). Die Ergebnisse der österreichischen Inventur werden jährlich an die „Economic Commission for Europe“ der Vereinten Nationen (UNECE) weitergeleitet (z. B. Umweltbundesamt, 2011a).

Die Methodik, die der österreichischen PM Inventur zugrunde liegt, wurde von Winiwarter et al. (2001b bzw. 2007) beschrieben. Dabei werden, analog zu Emissionserhebungen für THG, statistische Kennzahlen und für Österreich relevante Emissionsfaktoren verwendet, um zu den jeweils quellgruppenspezifischen Emissionen zu gelangen.

Zunächst ist eine Unterscheidung anhand des Vorganges der Emission sinnvoll. Partikel, die durch mechanische Zerkleinerung entstehen, sind meist größer als 2,5 µm und werden leichter wieder aus der Atmosphäre entfernt. Emissionsabschätzungen sind normalerweise nicht leicht möglich und mit großen Unsicherheiten behaftet. Allerdings sind diese Partikel für klimatische Effekte weniger bedeutsam (siehe Band 1, Kapitel 1). Dagegen haben Partikel, die über Kondensation von Substanzen aus der Gasphase z. B. bei Verbrennungsprozessen entstehen, Größen von Bruchteilen von µm. Hier sind sowohl optisch aktive und somit direkt klimawirksame Teilchen zu finden, als auch solche, die (oft erst nach chemischen Reaktionen in der Atmosphäre) hygroskopisch wirken und über die Beeinflussung von Wolkenbildung indirekt auf das Klima wirken können (siehe Band 1, Kapitel 1). Die Emissionen von Partikeln aus geschlossenen Verbrennungsprozessen können gut erfasst werden, da die Konzentrationen im Rauchgas üblicherweise recht hoch sind und daher die Bestimmung von Emissionsfaktoren sehr zuverlässig ist.

Abbildung 2.5 zeigt die Aufteilung der Emissionen der aktuellen PM_{2.5} Inventur nach Quellgruppen. Die Verwendung der Sektoren nach dem „New format of reporting“ (NFR) stimmt zwar weitgehend überein mit den Sektoren der THG-Inventur, aber diese Gliederung ist für PM wesentlich schlechter geeignet als die von Winiwarter et al. (2007) verwendeten Quellgruppen, da sie für Luftschadstoffe zu wenig eindeutig ist. Dennoch lassen sich wichtige Aussagen ableiten.

Die „sonstigen“ energierelevanten Emissionen stellen den größten Anteil dar. Sie beinhalten Kleinverbraucher des Sektors Raumwärme und umfassen vorwiegend Emissionen aus Heizungen mit Festbrennstoffen, insbesondere Holz. Relevant sind vor allem alte Heizanlagen und Einzelöfen. Moderne Anlagen werden auf ein Drittel des Bestandes geschätzt (Winiwarter et al., 2007), aufgrund ihrer Effizienz tragen sie jedoch nur geringfügig zu den Emissionen bei. Da Heizanlagen hohe Lebenszeiten haben und selten ausgetauscht werden, ist die Wirkung von alten Anlagen noch über längere Zeiträume zu erwarten. Dieser Quelle ist daher besondere Beachtung zu schenken (siehe Abschnitt 2.2.10). Bei Emissionen aus dem Hausbrand sind schwarzer und brauner Kohlenstoff bedeutende Komponenten, die gleichzeitig besonders klimawirksame Bestandteile des Aerosols sind.

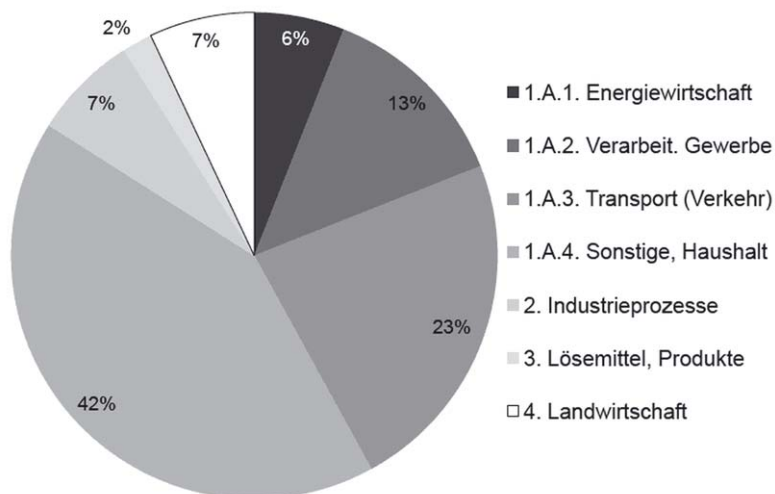


Abbildung 2.5 Aufteilung der PM_{2.5} Emissionen Österreichs (2010) nach 'NFR' Quellgruppen

Figure 2.5 Partitioning of PM_{2.5} emissions in Austria (2010) according to 'NFR' source sectors

Verkehrsemissionen umfassen die Aufwirbelung von Straßenstaub (überwiegend in der Fraktion größer als 2,5 µm) und Verbrennungsprodukte vor allem von Dieselmotoren, hauptsächlich Dieselfuß. Moderne Dieselfahrzeuge verfügen über Partikelfilter, die diese Emissionen deutlich reduzieren. Durch den raschen Austausch der Fahrzeugflotte, vor allem von Fahrzeugen mit hoher Kilometerleistung, wird trotz weiterer Verkehrszunahme ein Rückgang der Emissionen von Dieselfuß erwartet. Ein Problem bleiben jedoch die Baumaschinen, Traktoren und andere Geräte, die oft lange Lebenszeiten haben und daher ohne gesonderte Maßnahmen weiterhin eine wichtige PM Quelle bleiben werden (in der Abbildung zwischen „Landwirtschaft“, „Transport“ und „verarbeitendes Gewerbe“ aufgeteilt).

2.2.10 Freisetzung von Ruß aus Kleinfeuerungen

Die unvollständige Verbrennung von fossilen oder biogenen Brennstoffen führt bei Kleinfeuerungen zu Emissionen von Ruß und optisch wirksamen schwer-flüchtigen Kohlenwasserstoffen. Die Klimawirksamkeit dieser Emissionen wird in Band 1, Kapitel 1 beschrieben. Im Mittelpunkt der österreichischen Forschung der letzten Jahre auf diesem Gebiet standen die Charakterisierung der Aerosole aus der Biomasseverbrennung im kleinen Leistungsbereich und die Erstellung von chemischen Partikelemissionsprofilen für unterschiedliche Feuerungs- und Brennstofftypen. Ergebnisse zu Rußemissionen aus Heizöl- bzw. Erdgaskleinfeuerungen aus den USA sind aufgrund der zum Teil unterschiedlichen Technik nur bedingt auf Österreich anwendbar.

Trotz methodischer Probleme bei der Bestimmung von Ruß und seiner Trennung in die klimarelevanten Fraktionen ele-

mentaren (EC) bzw. schwarzen (BC) und braunen (BrC) Kohlenstoff (beschrieben z. B. von Cavalli et al., 2010, Schmid et al., 2001) gelang eine Bestimmung der relativen Anteile dieser Fraktionen in den Emissionen diverser mit Biomasse befeuerter Verbrennungsprozesse. Die Emissionen z. B. eines typischen österreichischen Kachelofens für unterschiedliche Holzarten und Holzbriketts enthielten 9,8 % (Lärchenscheitholz) bzw. 31 % (Weichholz-Briketts) EC (Schmidl et al., 2008b; Tabelle 2.A13 im Anhang). Partikelemissionen aus der offenen Verbrennung von Gartenabfällen (Laub) wurden ebenfalls untersucht. Je nach eingesetzter Methode ergab sich ein EC bzw. BC Gehalt der Emissionen zwischen 2 und 10 % (Schmidl et al., 2008a). Allgemein scheint im Gegensatz zur Situation bei Ruß aus Dieselmotoren bei Aerosolen aus der Verbrennung biogener Brennstoffe der Übergang zwischen hochsiedenden (meist Licht, d.h. sichtbare Strahlung, absorbierenden) organischen Verbindungen und Ruß fließend zu sein. Auf diesem Gebiet besteht noch ein erheblicher Forschungsbedarf.

Emissionsfaktoren für vier unterschiedliche Biomasse-Feuerungssysteme – ein Pelletofen, ein Pellet-Hackgut Kombikessel und zwei Scheitholzöfen – wurden im Labor unter verschiedenen praxisnahen Betriebsbedingungen inklusive Fehlbedienungen bestimmt (Schmidl et al., 2011). Für die automatischen Feuerungen konnten nur bei Start und Teillast-Betrieb EC Emissionen festgestellt werden, die jedoch unter 10 mg/MJ Brennstoffwärmeleistung lagen. Bei den Scheitholzöfen wurden EC Emissionen im Mittel zwischen 20 und 30 mg/MJ und bei Fehlbedienung bis zu 50 mg/MJ gemessen (Tabelle 2.A13 im Anhang). Bei einem modernen Pellet- sowie einem modernen Scheitholzkessel wurden keine und für einen Hackgutkessel sehr niedrige Ruß-Emissionen (11,6 % bzw. 1,5 mg/MJ) gefunden (Kelz et al., 2012). Der alte Scheitholz-

kessel sowie moderne und alte Öfen zeigten deutlich höhere Emissionen (44–70 % bzw. 12–46 mg/MJ).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass moderne mit Biomasse befeuerte Heizsysteme sehr geringe, die noch verbreitet im Einsatz befindlichen Einzelöfen und Scheitholzkessel jedoch erhebliche Rußemissionen bedingen, welche die Vorteile der Vermeidung fossiler CO₂-Emissionen wegen der Strahlung absorbierenden Eigenschaften von Ruß wieder verringern können (Jacobson, 2010).

2.3 Treibhausgase und Partikel in der Atmosphäre – Bildung und Konzentrationen

2.3 Greenhouse gases and particulate matter in the atmosphere: formation and concentrations

Bei allen Aerosolen muss zwischen Primäraerosolen (d. h. Partikeln, die direkt von der Quelle emittiert werden) und sekundären Aerosolen, die erst in der Atmosphäre aus Vorläufergasen gebildet werden, unterschieden werden. Primärpartikel werden in den PM Inventuren (siehe Abschnitt 2.2.9) berücksichtigt.

Wissen über die Bildung von sekundären Partikeln (Nukleation) aus gasförmigen Vorläufersubstanzen in der Atmosphäre ist essentiell für die Abschätzung des Einflusses der Aerosole auf die Strahlungsbilanz der Erde. Diese Prozesse sind derzeit ein intensiver Gegenstand von Forschung weltweit und auch in Österreich. Sie werden z. B. im CLOUD Experiment (Kirkby et al., 2011) untersucht, in dem auch zwei an der Universität Innsbruck entwickelte Geräte (ein Protonen-Tausch-Reaktions-Flugzeit-Massenspektrometer, PTR-TOF-MS, Graus et al., 2010; und ein Ammoniak-CIMS, Normann et al., 2007) im Einsatz sind. Weitere Aktivitäten enthalten Smogkammerexperimente (Metzger et al., 2010) sowie Modellierungen des Wachstums der Partikel (Boy et al., 2003).

In den folgenden Abschnitten 2.3.1 und 2.3.2 werden zuerst gasförmige Vorläufersubstanzen und die Bildung von Sekundäraerosol beschrieben und in weiteren Abschnitten die Konzentrationen von Aerosolen und THG in Österreich behandelt.

2.3.1 VOCs als Vorläufer für organisches Sekundäraerosol

Atmosphärische Aerosole bestehen zu 20–90 % aus organischem Material (Kanakidou et al., 2005; diese Arbeit gibt auch einen Überblick über das Wissen über organische Ae-

rosole weltweit). Für Österreich ergab die AUPHEP Studie (Puxbaum et al., 2004) z. B. für Wien einen Anteil des kohlenstoffhaltigen Aerosols von ca. 40 % an PM_{2.5}. Neue Studien zeigen, dass sekundäres organisches Aerosol (SOA) die organische Aerosolfraktion dominiert (Heald et al., 2005; Zhang et al., 2007; Murphy et al., 2006; de Gouw et al., 2005; de Gouw und Jimenez, 2009). Neueste Freilandstudien weisen darauf hin, dass die SOA Bildung in verschmutzten Luftmassen viel effizienter geschieht, als dies aus den erhaltenen Aerosolmengen bei Laboruntersuchungen einzelner volatiler organischer Verbindungen (VOC) abgeschätzt werden kann (Heald et al., 2005; Volkamer et al., 2006). Die größte Unsicherheit dabei wird den noch ungenügend charakterisierten Quellen und Senken der gasförmigen VOC und semi-volatilen organischen Verbindungen (SVOC) zugeschrieben.

Eine möglichst genaue Bestimmung der Konzentrationen und Emissionsflüsse von VOC und SVOC ist von entscheidender Bedeutung, um die Entstehung und die Entwicklung von SOA zu verstehen. Mit dem PTR-TOF-MS konnten zum ersten Mal die Emissions- und Depositionsflüsse von vielen VOC über einer bewirtschafteten Wiese im Stubaital quantitativ gemessen werden (Müller et al., 2010; Ruuskanen et al., 2011). Nach einem Hagelsturm im Juli 2009 wurden erhöhte Konzentrationen von Monoterpenen und Sesquiterpenen in der Atmosphäre festgestellt. Diese biogenen SOA Vorläufersubstanzen stammen aus erhöhten Emissionen der beschädigten Nadelbäume, die an den umliegenden Berghängen wachsen. Neben der sturmbedingten Erhöhung der Emissionen wurde zum ersten Mal auch die Deposition dieser Stoffe in eine Wiese festgestellt. Über die Deposition von reaktiven organischen Verbindungen in terrestrische Ökosysteme ist noch wenig bekannt. Das derzeitige Wissen über die reaktive Kohlenstoffbilanz zwischen Biosphäre und Atmosphäre sollte neu überdacht werden (Bamberger et al., 2011) und eine mögliche Veränderung der Flüsse der an sich biogenen Substanzen durch anthropogene Klimaänderungen in Betracht gezogen werden.

2.3.2 Ozon und Sekundäraerosol aus Vorläufersubstanzen

Bodennahes Ozon trägt ca. 15 % zum Treibhauseffekt bei (IPCC, 2001). Es wird in der Atmosphäre aus Luftsauerstoff in Anwesenheit von NO_x und VOC durch photochemische Reaktionen gebildet. Bei diesen Reaktionen bilden sich auch großmolekulare organische Verbindungen, die entweder an vorhandenen Aerosolpartikeln kondensieren oder neue Partikel bilden können (SOA; siehe oben). Weitere atmosphärische

Reaktionen, insbesondere die Oxidation von SO_2 und NO_x zu Sulfaten und Nitraten, führen zur Bildung von anorganischem Sekundäraerosol, woran auch Ammoniak (NH_3) beteiligt ist. Ammonnitrat, eine wichtige Komponente des anorganischen Sekundäraerosols, wird vor allem bei niedrigen Temperaturen gebildet und kann bei hohen Temperaturen wieder in die Gasphase übergehen.

Die genannten Vorläufgase (NH_3 , NO_x , SO_2 , VOC) sind einerseits als Luftschadstoffe relevant und andererseits über die Bildung von Ozon sowie Sekundäraerosol indirekt klimawirksam. Die Emissionen dieser Gase sowie auch die der primär freigesetzten Partikel (siehe Abschnitt 2.2.9) werden in Österreich erfasst (Umweltbundesamt, 2012b), jedoch gibt es keine Abschätzungen über die Menge an Sekundäraerosol, die aus den Vorläufgasen gebildet wird.

Die Konzentration von troposphärischem Ozon (O_3) über Österreich wurde mit Hilfe von statistischen Modellen (Loibl et al., 1994) und von chemischen Transportmodellen (Hirtl et al., 2011) simuliert. Die Langzeit-Ozonbelastung wird in Österreich überwiegend durch Emissionen und Ozonbildung auf kontinentaler – teilweise auf nordhemisphärischer – Skala bestimmt.

Auch bei sekundären atmosphärischen Aerosolen sind Messungen (siehe Abschnitt 2.3.3) und Modellsimulation vorwiegend auf das Thema Luftverschmutzung ausgerichtet. Einige wenige Modellierungsversuche (Winiwarter et al., 2001a) zeigen, unter Verwendung von leicht modifizierten Ozonmodellen, die Bildung von SOA in der Abluftfahne einer Stadt vor allem im Sommer bei hoher Temperatur und Globalstrahlung. Die Bedeutung dieser SOA Bildung für die Strahlungsbilanz wird in kontinentalen Modellen behandelt (z.B. im EMEP Modell, Simpson et al., 2012), auch wenn eine solche Modellierung derzeit noch mit sehr großen Unsicherheiten verbunden ist (Hallquist et al., 2009).

2.3.3 Messungen von PM Konzentrationen

Luftgütemessungen auf gesetzlicher Basis durch Bund und Länder dienen in erster Linie der Überwachung der Einhaltung von Grenzwerten, Zielwerten, Alarm- oder Informationsschwellen zum Schutz der menschlichen Gesundheit sowie zum Schutz der Vegetation und von Ökosystemen. Die in den Messnetzen gesammelten Daten sind jedoch wegen der Klimarelevanz der sekundären Aerosole, für die SO_2 , NO_x und O_3 eine wichtige Rolle als Ausgangssubstanzen bzw. Reaktionspartner spielen, als Basis für die Modellierung von sekundären Aerosolen relevant. Messungen der Partikelfractionen PM10 und PM2.5 alleine lassen keinen Schluss auf die klimarelevanten

Eigenschaften der Aerosole (Abschnitt 1.2.3 bzw. 2.3.8) zu, sie können jedoch gemeinsam mit anderen Parametern (wetteragentypische Größenverteilung, chemische Zusammensetzung) dazu dienen, Hinweise auf diese Eigenschaften für deren Verwendung in Modellen zu liefern. Zusätzliche Messkampagnen wären erforderlich, diese Eigenschaften von Aerosolen zu untersuchen.

Wie in der PM Inventur (Abschnitt 2.2.9) dargelegt, ist eine Vielzahl von Quellen – Straßenverkehr, Raumheizung, Industrie, Aufwirbelung infolge von Winterstreuung – für einen Teil der PM10- bzw. PM2.5-Konzentrationen verantwortlich. Darüber hinaus stellen sekundäres anorganisches und organisches Aerosolmaterial (Ammoniumsulfat, Ammoniumnitrat, SOA) einen wesentlichen Anteil dar. Für Wien 1999/2000 ergaben z.B. Messungen im Rahmen der AUPHEP Studie (Puxbaum et al., 2004) einen Anteil von sekundärem anorganischen und sekundärem organischen Material von 25 % bzw. 23 % (PM2.5). Aufgrund seiner hohen atmosphärischen Lebensdauer kann Feinstaub über hunderte Kilometer transportiert werden, aus diesem Grund spielt Ferntransport – vor allem aus Quellgebieten im östlichen Mitteleuropa – auch für Österreich eine bedeutende Rolle.

Die Emissionen von PM10 in Österreich nahmen in den letzten 20 Jahren leicht ab. Die meteorologischen Verhältnisse beeinflussen wesentlich die Ausbreitungsbedingungen, die vor allem im Winter wesentlich für die hohen beobachteten Konzentrationen sind. Die von Jahr zu Jahr variable Häufigkeit von ungünstigen Wetterlagen im Winter ist der Hauptfaktor für die Entwicklung der PM10-Konzentrationen in den letzten Jahren, die einer langfristigen Abnahme überlagert ist (Abbildung 2.6).

2.3.4 Anzahlkonzentrationen und Größenverteilungen von Partikeln

Für klimatische Fragen bzw. für Fragen, die den Strahlungshaushalt des Systems Erde/Atmosphäre betreffen, ist neben der chemischen Zusammensetzung (siehe Abschnitt 2.3.5) die Größenverteilung der Partikel interessant, und zwar als Anzahl der Partikel pro Volumen als Funktion der Partikelgröße. Diese Anzahlgrößenverteilung ist aus PM10- bzw. PM2.5-Konzentrationen nicht ableitbar, kann jedoch aus Massengrößenverteilungen berechnet werden.

Weder Anzahlgrößenverteilungen noch Gesamtpartikelkonzentrationen des atmosphärischen Aerosols werden in Europa derzeit routinemäßig gemessen, allerdings wird sich diese Situation durch das neue EU Netzwerk ACTRIS verändern. Putaud et al. (2010) bzw. Reddington et al. (2011) geben ei-

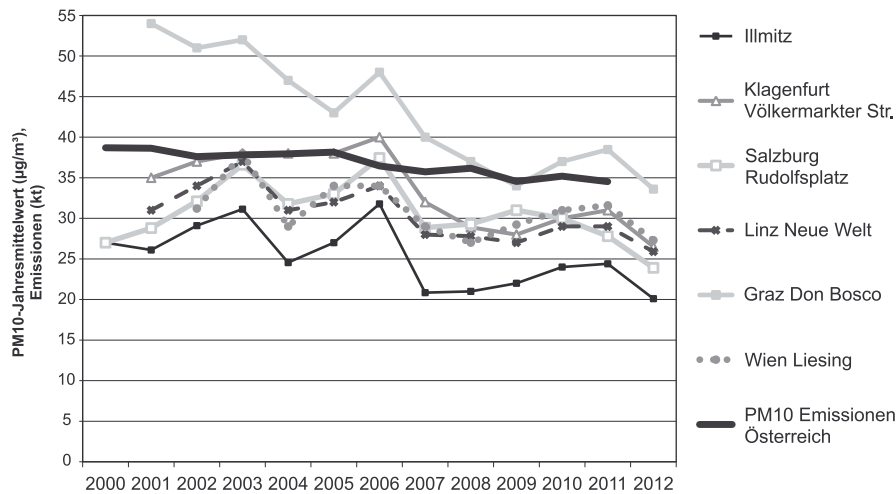


Abbildung 2.6 Trend der PM10-Jahresmittelwerte an ausgewählten Messstellen in Österreich (1985–2012) sowie der PM10-Emissionen in Österreich (Umweltbundesamt, 2013)

Figure 2.6 Trend of PM10 emissions and annual average PM10 concentrations at selected Austrian monitoring sites (1985–2012) (Umweltbundesamt, 2013)

nen Überblick über gemessene Anzahlkonzentrationen in Europa. Ein Überblick über gemessene Größenverteilungen wurde von Asmi et al. (2011) publiziert, jedoch fehlen in diesen Publikationen Daten aus Österreich.

In Österreich gibt es seit ca. 30 Jahren Messungen der Massengrößenverteilung, die jedoch wegen des großen Aufwandes nur selten über einen längeren Zeitraum durchgeführt wurden. Nur wenige dieser Messserien wurden auch publiziert. Eine Ausnahme bildet dabei die AUPHEP Studie (Hauck et al., 2004), in der zusätzlich zu PM auch die Massengrößenverteilung und die chemische Zusammensetzung als Funktion der Partikelgröße an verschiedenen Orten (Wien, Streithofen, Graz, Linz) gemessen wurden. Dabei fand sich an allem Messstellen eine trimodale Massengrößenverteilung mit einem Hauptmode bei ca. 0,4 µm mittlerem Durchmesser, der ca. 70 % zur PM2.5 Konzentration beiträgt (Berner et al., 2004). Weitere Langzeitstudien in Österreich (Burkart et al., 2011, Borsos et al., 2012 und Palmetshofer, 2012) geben einen Überblick sowohl über typische Anzahlkonzentrationen als auch Informationen über Partikelneubildungsperioden in Wien. Die Anzahlkonzentration des atmosphärischen Aerosols hat ihr Maximum bei Größen unter 100 nm und fällt zu großen Partikelgrößen hin stark ab. Nur ca. 10 % aller Partikel mit Größen zwischen 0,01 und 1 µm liegen im Bereich >200 nm, und der Anteil von Partikeln >1 µm an der Anzahlkonzentration ist zu vernachlässigen (Burkart et al., 2010). Die Massenkonzentration von PM10 oder PM2.5 wird vor allem von Partikeln mit Größen über 0,1–1 µm dominiert. Da jedoch Partikel unter 1 µm wegen ihrer optischen Eigenschaften die Klimarelevanz eines Aerosols bestimmen, bedeutet dies, dass die Massenkonzentration von PM10 oder PM2.5 ohne Wissen über die Anzahlgrößenverteilung kaum Aussagen über diese Klimarelevanz ermöglicht.

2.3.5 Quellenabhängige chemische Zusammensetzung des Aerosols

Die chemische Zusammensetzung des atmosphärischen Aerosols gibt einerseits Auskunft über Quellen und Quellstärken sowie über chemische Umwandlungen von Partikeln in der Atmosphäre und sie ist andererseits für die Berechnung der klimarelevanten Eigenschaften des Aerosols wichtig, da sowohl seine hygroscopischen als auch seine optischen Eigenschaften von der chemischen Zusammensetzung abhängen. Die Identifikation von Quellen bietet darüber hinaus eine Basis für Maßnahmen, die Belastung mit gesundheits- und auch klimarelevanten Aerosolen zu verringern.

In Österreich wurden mit Hilfe eines „Makro-Tracer“-Modells die wichtigsten Aerosolquellen identifiziert. So konnten die Beiträge der Holzverbrennung, des Straßenverkehrs, von Auftausalz und Mineralstaub sowie von anorganischem und auch organischem Sekundäraerosol für städtische und ländliche Gebiete quantifiziert werden. Informationen über Quellenprofile beziehungsweise Umrechnungsfaktoren finden sich in den Arbeiten von Bauer et al., 2008; Caseiro et al., 2007; Jankowski et al., 2008; Kotianova et al., 2008; Kunit und Puxbaum, 1996; Limbeck et al., 2005; Limbeck et al., 2009; Peng et al., 2010; Schmidl et al., 2008b.

Überschreitungen des Grenzwertes für PM10 treten vorwiegend in der kalten Jahreszeit auf (siehe Abschnitt 2.3.3). Neben den meteorologischen Bedingungen sind dafür (Limbeck et al., 2004) zusätzliche Quellen im Winter verantwortlich (Raumheizung, Winterdienst) sowie die verstärkte Bildung von Ammoniumnitrat bei geringen Temperaturen und hoher Luftfeuchtigkeit. Die drei Quellen Straßenstaub und Auftausalz, Holzverbrennung und der Kfz-Verkehr, sowie anorganisches Sekundäraerosol können als Hauptverursacher einer erhöhten

PM Konzentration beschrieben werden (Bauer et al., 2007a, 2007b; Bauer et al., 2009), wobei die relativen Beiträge regional und zeitlich variabel sind. Holzverbrennung als wichtige Aerosolquelle für primäres und sekundäres organisches Aerosolmaterial in Österreich und Europa (Puxbaum et al., 2007; Pio et al., 2008; Caseiro et al., 2009) ist in Abschnitt 2.2.9 genauer beschrieben. Beim Vergleich von urbanen Gebieten und dem ländlichen Hintergrund zeigte sich, dass hohe Konzentrationen in urbanen Gebieten auch durch einen regionalen Anstieg der Konzentrationswerte bedingt sein können, wobei im ländlichen Hintergrund Holzverbrennung sowie Sekundäraerosol und damit Ferntransport einen großen Beitrag liefern.

2.3.6 Messungen am Sonnblick-Observatorium

Das Sonnblick Observatorium in 3106 m Seehöhe eignet sich als Plattform für luftchemische Messungen im Hintergrund über Zentraleuropa. Besonders in den Wintermonaten repräsentieren die Messungen die freie Troposphäre. Ferntransport von Luftmassen kann während des gesamten Jahres beobachtet werden. Aerosolmessungen am Sonnblick wurden hinsichtlich des direkten Effekts auf den Strahlungshaushalt (Iorga et al., 2007) und der Wolkenbildung (Kasper-Giebl et al., 2000; Hitzenberger et al., 2000a) untersucht (siehe auch Abschnitt 2.3.7 und 2.3.8).

Abbildung 2.7 zeigt eine Zeitreihe der bisher am Sonnblick gemessenen Monatsmittelwerte anorganischer Ionen (Sulfat, Nitrat und Ammonium), in der vor allem für Sulfat eine leichte Abnahme der Konzentrationswerte zu erkennen ist, die sich auch im Verlauf der Konzentrationswerte der Inhaltsstoffe der nassen Deposition widerspiegelt (Leder, 2008).

Die Zunahme der Konzentrationswerte in der warmen Jahreszeit ist maßgeblich vom stärkeren Vertikalaustausch in

diesen Monaten geprägt. Auch im Sommer werden manchmal sehr geringe Tagesmittelwerte gemessen, die teils auf Auswaschprozesse während Niederschlagsereignissen zurückzuführen, aber auch durch den Herantransport oder das Absinken von sauberen Luftmassen bedingt sind. Die durchwegs geringen Konzentrationen im Winter zeigen, dass sich das Observatorium in dieser Zeit verstärkt im Einflussbereich der freien Troposphäre befindet. Unterschiede im Jahresgang zwischen Nitrat und Sulfat lassen sich mit dem semivolatilen Verhalten von Ammoniumnitrat erklären. Bei höherer Temperatur, d.h. in den Monaten Juni bis August, wenn für Sulfat erhöhte Konzentrationswerte gemessen werden, liegt vornehmlich gasförmige Salpetersäure und weniger partikuläres Nitrat vor.

Seit 2005 wird am Sonnblick auch Kohlenstoff im Aerosol gemessen, der ähnliche Jahrgänge und Konzentrationen aufweist wie Sulfat. Organisches Material (OM) trägt den größten Beitrag zum Gesamtkohlenstoff (TC) bei. Etwa 10 % des OM kann auf Holzverbrennung zurückgeführt werden (Sommer: 4 %, Winter: 23 %; Puxbaum et al., 2007). Der Beitrag des Pflanzenabriebs (Tracer: Cellulose) am organischen Material lag im Jahresmittel bei 10 % (Sanchez-Ochoa et al., 2007). Im Rahmen des CARBOSOL Projektes wurde auch noch der Beitrag an „Humic Like Substances“ (HULIS) bestimmt, die vornehmlich zum sekundären organischen Aerosol zählen und am Sonnblick etwa 10 % des OM darstellen. Für den Beitrag durch HULIS wurde kein deutlicher Unterschied zwischen den Winter- und den Sommermonaten gefunden (Feczko et al., 2007). Der Anteil von Ruß liegt am Sonnblick bei etwa 10 % des TC (Hitzenberger et al., 2000a).

Die Bestimmung der Aerosolmassenkonzentration erfolgte zunächst als Wochenmittelwert in den Jahren 2006 und 2007 mit Monatsmittelwerten von 2–12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Während eines Transportereignisses von Saharastaub (15. bis 21. Juni 2006) wurde eine Staubkonzentration von 43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wochenmit-

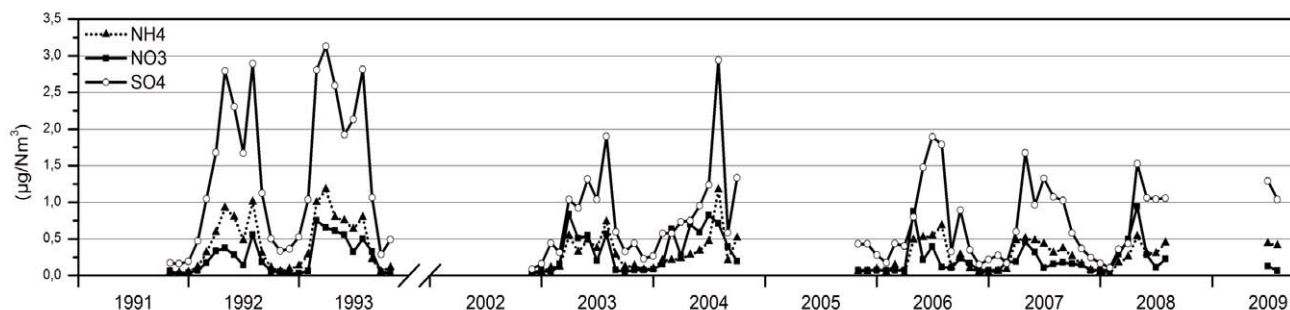


Abbildung 2.7 Zeitverlauf der Monatsmittelwerte für partikelförmiges Sulfat, Nitrat und Ammonium am Sonnblick Observatorium für die Jahre 1991 bis 2009. Daten aus: Kasper und Puxbaum (1998); Sanchez-Ochoa und Kasper-Giebl (2005); Effenberger et al. (2008)

Figure 2.7 Temporal variation of monthly mean values of particulate sulphate, nitrate and ammonium at the Sonnblick observatory for 1991–2009. Data from: Kasper and Puxbaum (1998); Sanchez-Ochoa and Kasper-Giebl (2005); Effenberger et al. (2008)

telwert) gemessen. Seit November 2011 liegen kontinuierliche Bestimmungen der Massenkonzentration vor.

Neben den Aerosolmessungen wird auch die Konzentration von atmosphärischem CO_2 seit 1999 und seit 2012 auch die Konzentration von CH_4 am Sonnblick im Rahmen des Global Atmosphere Watch-(GAW)-Programmes der WMO gemessen (siehe Band 1, Kapitel 5). Die Konzentration von CO_2 ist im Winter aufgrund höherer Emissionen und geringerer Aufnahme durch Pflanzen um etwa 15 ppm höher als im Sommer. Die Jahresmittelwerte stiegen kontinuierlich von 369 ppm (2001) auf 388 ppm (2009) an.

2.3.7 Ruß und brauner Kohlenstoff im Aerosol und Wolkenwasser

Ruß (hier als „Black Carbon“, BC, bezeichnet) stammt vor allem aus der Verbrennung von fossilen Brennstoffen, während „brauner Kohlenstoff“ (BrC, z. B. Andreae und Gelencser, 2006) vor allem bei der Verbrennung von Biomasse freigesetzt wird (Abschnitt 2.2.10). Die Messung von BC stellt weiterhin eine große Herausforderung dar, da es keine allgemein anerkannte Standardmethode gibt. Vergleichsmessungen in Wien zeigten gute Übereinstimmung der Methoden im Sommer, wenn Dieselruß dominiert (Hitzenberger et al., 2006a). Im Winter beeinflusst die Anwesenheit von Holzrauch und damit BrC die Methoden derartig, dass sich ihre Ergebnisse um Faktoren bis zu 7 unterscheiden können (Reisinger et al., 2008). BrC kann unter bestimmten Bedingungen BC aus Verkehrsquellen deutlich übersteigen. So enthielt das Aerosol in einer Episode mit Biomassefeuern bis zu 26-mal mehr BrC als BC (Wonaschütz et al., 2009). Diese Unsicherheiten müssen bei Konzentrationsvergleichen stets berücksichtigt werden.

Langzeittrends in Europa zeigen einen deutlichen Rückgang der BC Konzentrationen seit den 1950er Jahren, sowie eine Stabilisierung in den 1990er Jahren. Die mittlere Rußkonzentration sank z. B. von 1970 bis 2002 um Faktoren von 4 (Kopenhagen) bis 8 (Manchester) ab, wobei der Hauptteil der Abnahme vor 1990 stattfand. (Hitzenberger and Tursic, 2009). Die Arbeit von Putaud et al. (2010) enthält auch BC Daten aus Österreich. Längere Messreihen wurden für Österreich vor der routinemäßigen Bestimmung im Hintergrund-aerosol durch das Umweltbundesamt (seit 2010) nur von Hitzenberger (1993) und Hitzenberger et al. (1996) durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass die BC Konzentration von den 1980er Jahren bis zur Mitte der 1990er Jahre trotz Halbierung der PM Konzentrationen etwa gleich hoch blieb. Dieser Trend ließ sich auf die damals erfolgende Zunahme der Zahl der Diesel-PKW erklären.

Die Massengrößenverteilung von BC unterscheidet sich deutlich von der des Gesamtaerosols, sie weist einen kleineren mittleren Durchmesser auf (z. B. Wien Winter: $0,38 \mu\text{m}$ für BC, $0,48 \mu\text{m}$ für Sulfat). BC kommt im Größenbereich $>2 \mu\text{m}$ nur in sehr geringem Ausmaß vor (Hitzenberger et al., 2006b). Im Bereich $<100 \text{ nm}$ zeigt sich oft ein zusätzlicher Mode mit mittleren Durchmessern um $0,09 \mu\text{m}$ durch frische Verkehrsemissionen (Berner et al., 1996).

Der Einfluss von Holzverbrennung wurde in einer Studie von Caseiro et al. (2009) für verschiedene Gebiete in Österreich untersucht. Der Beitrag von Holzrauch zum organischen Kohlenstoff (OC) im Aerosol lag dabei zwischen einem Drittel und 70 %, der Beitrag zu PM₁₀ zwischen 7 und 23 %. Die höchsten Anteile wurden in ländlichen Gebieten in der Heizperiode gemessen. In österreichischen Gebirgstälern kann der Beitrag von Holzrauch an PM₁₀ in Einzelepisoden bis über 50 % ausmachen (Bauer et al., 2010).

Da Aerosolpartikel auch als Wolkenkondensationskerne (CCN) fungieren können, gelangt Ruß über intern gemischte CCN auch ins Wolkenwasser. Die „scavenging efficiency“ von BC (d. h. der Anteil des BC, der in den Tropfen zu finden ist) ist geringer als die von Sulfat (im Mittel 54 % gegenüber 78 % auf der Rax in 1 680 m Seehöhe: Hitzenberger et al., 2001), jedoch gelangt auf diese Weise ein nicht vernachlässigbarer Teil des BC ins Wolkenwasser. Auf der Rax lagen die Konzentrationen im Mittel bei $1,35 \mu\text{g/ml}$ ($\pm 0,68$), was etwa einem Drittel der Konzentration von Sulfat entspricht. Die BC Konzentrationen im Schnee, die seine Albedo beeinflussen können, waren während dieser Studie deutlich geringer ($0,53 \pm 0,15 \mu\text{g/ml}$).

2.3.8 Beobachtung des direkten Effekts von Aerosolen und Wolkenkondensationskernen in Österreich

Die Prozesse der Aktivierung von CCN zu Wolkentröpfchen (d. h. die Bildung von Tröpfchen an den CCN) sind seit langem bekannt (z. B. Zusammenfassung bei McFiggans et al., 2006), allerdings gibt es noch offene Fragen. Trotz vieler Messkampagnen gibt es weltweit nur zwei Arbeiten, in denen CCN über einen langen Zeitraum ($>1 \text{ Jahr}$) untersucht wurden. Die eine Langzeitstudie (Juranyi et al., 2011; Mai 2008 bis Sept. 2009) fand in der Schweiz statt und die andere in Wien (Burkart et al., 2011; Mai 2007 bis Sept. 2008). Daten aus kürzeren Messkampagnen in Österreich liegen noch für den Sonnblick (3 106 m Seehöhe, Herbst 1995 und Sommer 1996; Hitzenberger et al., 1999) und die Rax (1 680 m Seehöhe; Hitzenberger et al., 2000b) vor.

Aus den Langzeitmessungen in Wien (Burkart et al., 2011) ergibt sich, dass die CCN Konzentrationen (bei 0,5 % Übersättigung) zwischen $160/\text{cm}^3$ und $3600/\text{cm}^3$ mit einem Mittelwert von $820/\text{cm}^3$ liegen. Die CCN Konzentrationen zeigen zu jeder Jahreszeit starke Schwankungen, die vor allem durch unterschiedliche meteorologische Situationen gegeben sind (stabile Wetterlagen, Frontdurchgänge). Im Gegensatz zur Anzahlkonzentration des Gesamtaerosols zeigen die CCN Konzentrationen keine Tagesgänge, was darauf hinweist, dass sie nicht durch lokale Quellen bestimmt sind sondern dem gealterten regionalen Aerosol angehören. Die CCN machen nur einen sehr kleinen Teil des Aerosols in Wien aus. Im Mittel sind nur 13 % (Min. 2 %, Max. 47 %) der Aerosolpartikel CCN.

Wegen der großen Schwankungen kann auch im Vergleich mit den Messungen in der früheren (kürzeren) Kampagne in Wien 1996, die Konzentrationen zwischen $170/\text{cm}^3$ und $2630/\text{cm}^3$ mit einem Mittelwert von $1353/\text{cm}^3$ im Frühling ergaben, kein Trend abgelesen werden.

Eine Untersuchung über das Aktivierungsverhalten (Burkart et al., 2012) ergab, dass weder das Wissen um die chemische Zusammensetzung noch um die Aerosolgrößenverteilung eine mit den Messwerten konsistente Berechnung der CCN Konzentration in der quellenahen Region in Wien erlaubt. Dieses Ergebnis unterscheidet sich signifikant von Messungen im kontinentalen oder maritimen Hintergrund (z. B. Dusek et al., 2006; Hudson, 2007) wo Chemie und Größenverteilung eine weitaus größere Rolle spielen.

In einer früheren Arbeit wurde der direkte Effekt des österreichischen Hintergrundaerosols (Rax, Sonnblick) auf den Strahlungsantrieb untersucht (Iorga et al., 2007). Der hohe Rußgehalt des Aerosols (3,9 bis 6,3 %) auch an den Hintergrundmessstellen ergab in jedem Fall einen positiven Antrieb, der mit zunehmender Oberflächenalbedo zunahm. Für 90 % relative Feuchte ergab sich ein Strahlungsantrieb zwischen $+0,16 \text{ W/m}^2$ (Albedo: 0,35, d.h. alter Schnee) und $+11,63 \text{ W/m}^2$ (Albedo: 0,8, d.h. frischer Schnee) für das Sonnblickaerosol. Für das Aerosol auf der Rax lagen die entsprechenden Werte bei $0,6 \text{ W/m}^2$ und $4,52 \text{ W/m}^2$.

Auch der indirekte Effekt des österreichischen Hintergrundaerosols (Rax) wurde in einer Modellstudie untersucht (Neubauer, 2009). Je nach Oberflächenalbedo, Wolkendicke und Wolkenhöhe ergab sich dabei ein negativer Strahlungsantrieb, der mit zunehmender Wolkendicke stärker wurde. Ruß im Wolkenwasser (siehe oben) schwächte den negativen Strahlungsantrieb der anthropogen beeinflussten Modellwolken zwar ab, aber der Antrieb blieb trotzdem negativ.

2.3.9 Stratosphärisches Ozon und Klima

Der Großteil des atmosphärischen Ozons (ca. 90 %) befindet sich in der Stratosphäre in Höhen zwischen 15 und 55 km mit einem von der geographischen Breite und der Jahreszeit abhängigen Maximum zwischen 20 und 25 km. Die Fähigkeit von Ozon, UV-Strahlung zu absorbieren, ist zum Schutz der Lebensprozesse auf der Erde essentiell. Die Energie dieser Strahlung wird in Wärme umgewandelt und bewirkt, dass die Temperatur in der Stratosphäre mit der Höhe zunimmt und sich dadurch eine stabile Schichtung bildet, welche stärkere vertikale Luftbewegungen begrenzt. Aufgrund der vielfältigen Wirkung des stratosphärischen Ozons hat eine Ozonabnahme mehrere Konsequenzen. Die stark gestiegenen THG-Konzentrationen verursachten neben der Erwärmung der Troposphäre eine Kühlung der Stratosphäre. Die Abkühlung der Stratosphäre in den 1980er und 1990er Jahren ist aber auch auf die Abnahme der stratosphärischen Ozonmenge als Folge der Zerstörung durch FCKWs (Shine et al., 2003; Eyring et al., 2006) zurückzuführen. Dieser Temperaturtrend wird auch durch natürliche Vorgänge in der Atmosphäre, zum Beispiel den elfjährigen Sonnenaktivitätszyklus oder starke Vulkanausbrüche, modifiziert (Dall'Amico et al., 2010).

Abbildung 2.8 zeigt den Verlauf der Jahresmittelwerte der Ozonsäule am Hohen Sonnblick seit 1994 sowie die seit 1970 in Arosa gemessenen Werte, die im Jahresmittel von den Werten am Sonnblick um ca. 4 DU (Dobson units, eine Maßeinheit für die Ozonkonzentration) abweichen. Große Schwankungen von Jahr zu Jahr sind erkennbar. Die außergewöhnlich hohen Ozonwerte 2010 sind durch gleichzeitiges Auftreten ungewöhnlicher Wetterlagen erklärbar (stabile negative Phase der Nord-Atlantik-Oszillation = NAO, Quasi-Zweijährige-Oszillation = QBO) (Steinbrecht et al., 2011). Das Jahr 2011 ist dagegen durch einen äußerst kalten und stabilen arktischen Polarwirbel mit ausgedehnten polaren Stratosphärenwolken (polar stratospheric clouds, PSCs) gekennzeichnet. Dies bewirkte im Frühjahr 2011 einen extremen Ozonabbau über der Arktis ähnlich dem Ozonloch über der Antarktis (Manney et al., 2011).

Wegen der weiter steigenden THG-Konzentrationen wird erwartet, dass sich die Stratosphäre durch Strahlungseffekte weiter abkühlt (IPCC, 2013). Niedrige stratosphärische Temperaturen führen zu einer Verlangsamung einiger Gasphasenreaktionen, die Ozon abbauen (WMO, 2007). Andererseits verstärkt sich die Ozonzerstörung in der unteren polaren Stratosphäre durch verstärkte Aktivierung von Halogenverbindungen in PSCs. Darüber hinaus wird sich bei einem Klimawandel auch die Dynamik der Stratosphäre verändern. Derzeit

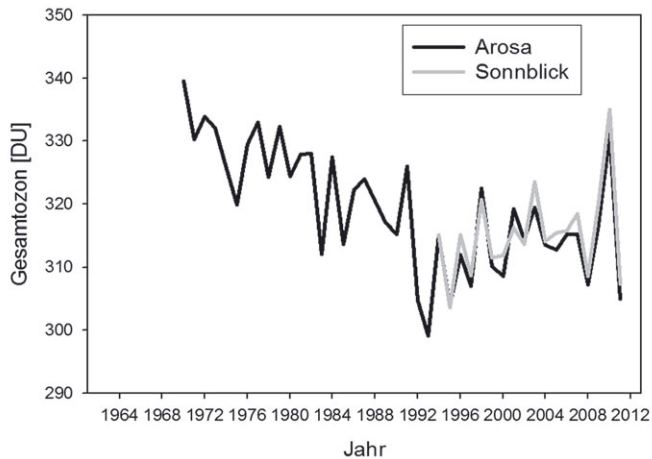


Abbildung 2.8 Jahresmittelwerte der gemessenen Ozonsäule in Dobson Units in Arosa und am Hohen Sonnblick seit 1994. Nach Simic et al. (2009)

Figure 2.8 Annual mean of total ozone in Dobson Units at Arosa and Hoher Sonnblick since 1994. Adapted from Simic et al. (2009)

gibt es noch große Unsicherheiten und keine eindeutigen Hinweise auf eine durch Klimawandel geänderte stratosphärische Zirkulation (Dameris et al., 2007). Über Strahlungsprozesse und dynamische Rückkopplungen tragen Veränderungen der Ozonschicht zudem selbst zu einer Klimaänderung bei. Die Abschätzungen der zukünftigen Entwicklung der Ozonschicht sind mit großen Unsicherheiten behaftet, da die Interaktion von Chemie, Dynamik und Strahlung erst vollständig verstanden und quantifiziert werden muss (WMO, 2007).

Dem letzten Bericht der WMO (2011) zufolge wird erwartet, dass sich etwa Mitte des 21. Jahrhunderts die Ozonschicht wegen der erfolgreichen Regulierung von FCKW nahezu vollständig erholt haben wird. Durch die zunehmenden Konzentrationen von N_2O in der Stratosphäre und dessen Potential zur Ozonzerstörung könnte die Erholung jedoch gefährdet sein (Ravishankara et al., 2009), was weitere Beobachtungen sinnvoll scheinen lässt. Die langjährige Gesamt ozonmessreihe vom Hohen Sonnblick trägt wesentlich zu unserem heutigen Verständnis der Ozonschicht über Österreich bei und hilft beim besseren Verständnis zukünftiger Veränderungen.

2.4 Qualitätssicherung

2.4 Quality assurance

2.4.1 Analyse der Unsicherheiten von Treibhausgasinventuren

Die von einzelnen Staaten offiziell eingereichten nationalen Inventuren an THG dienen als Grundlage einer Reihe von wissenschaftlichen und insbesondere administrativen bzw. politischen Entscheidungen. Da hohe Erwartungen in die Zuverlässigkeit und Robustheit dieser Daten gesetzt werden, wurde eine Unsicherheitsanalyse als ein verpflichtendes Element der Qualitätssicherung nationaler Inventuren eingebaut. Somit ist dieser Datensatz einer von wenigen, die routinemäßig von quantitativen Unsicherheitsbestimmungen begleitet werden. Der wissenschaftliche Qualitätsanspruch ist hier aufgrund der hohen Anforderungen an die verwendeten Daten auf operativ erhobene Datensätze übertragen worden.

Die österreichische THG-Inventur war eine der ersten, die auf diese Weise untersucht wurde (Winiwarter und Rypdal, 2001). Weitere Publikationen zu dem Thema (Winiwarter, 2007; Winiwarter und Muik, 2010) geben Aufschluss über wesentliche Eigenheiten von solchen Analysen. Nicht nur wesentliche Ergebnisse, sondern auch die wichtigsten Fehlerquellen und Sensitivitäten können herausgelesen werden, und das nicht nur für Österreich, sondern auch im Vergleich mit einer Reihe von anderen Ländern.

Für die Anforderungen des UNFCCC reicht die einfache Fehlerfortpflanzung nicht aus. Eine detaillierte Untersuchung, durch Verwendung von statistischen Methoden (Monte-Carlo Verfahren), ermöglicht die genaue Untersuchung von Sensitivitäten und Zusammenhängen zwischen diversen Eingangsdaten und dem Ergebnis der Analyse. Abbildung 2.9 zeigt das Ergebnis einer Analyse, die Verteilung der Wahrscheinlichkeit von möglichen Ergebnissen der österreichischen THG-Inventur. Es wird durch die statistische Analyse deutlich, dass die möglichen Emissionen (ohne Berücksichtigung der Kohlenstoffsenken) bei 90 000 oder bei 100 000 kt CO_2 -Äq. liegen können und nicht notwendigerweise genau dem Mittelwert von 93 257 kt CO_2 -Äq. entsprechen.

Die methodische Vorgangsweise zur Erfassung der Unsicherheiten erfolgt immer auf ähnlichem Weg: zunächst erfolgt eine Sammlung von (möglichst statistisch unabhängigen) Grunddaten mit Aussagekraft über den Schwankungsbereich der Eingangsdaten für eine Inventur (statistische Kennzahlen, Emissionsfaktoren). Strukturierte Experteninterviews treten an Stelle von konkreten Messergebnissen, wo solche

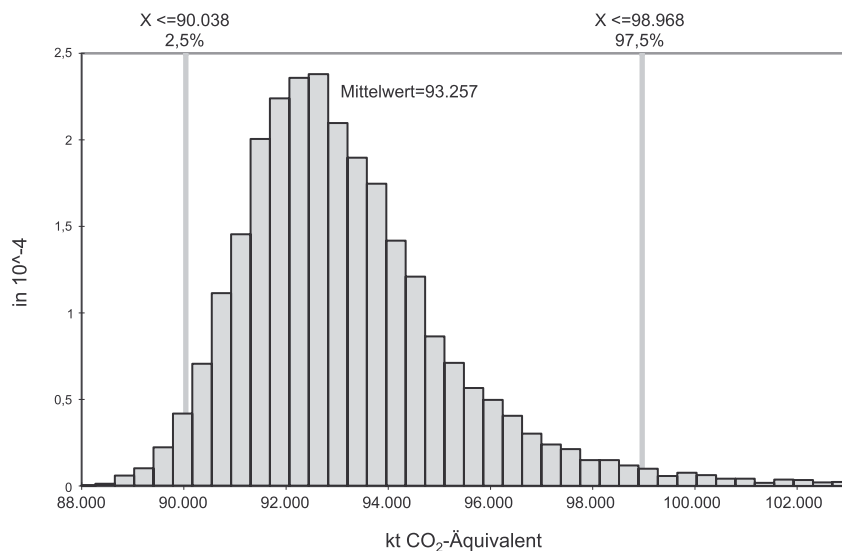


Abbildung 2.9 Wahrscheinlichkeitsverteilung der österreichischen THG-Inventur 2005, ohne Landnutzungsänderung (Winiwarter 2008)

Figure 2.9 Probability distribution of the Austrian greenhouse gas inventory 2005 without changes in land use (Winiwarter, 2008)

nicht verfügbar sind. Mit diesen Eingangsdaten, möglichst auf der detailliertesten Ebene die auch für die Berechnung der Inventur verwendet wird, wird die Monte-Carlo Analyse gestartet und 10 000 zufällige Proben der Eingangsparameter (gemäß der ermittelten Ursprungsverteilungen) gezogen und zu 10 000 Einzelergebnissen verarbeitet. Aus diesen Ergebnissen wird die Verteilung (siehe Abbildung 2.9) berechnet, aber auch die statistischen Zusammenhänge zu den Eingangsdaten ermittelt.

Die Ergebnisse und Interpretationen dieser für Österreich durchgeführten Analyse (Winiwarter und Muik, 2010) sind auf strukturell ähnliche Staaten gut übertragbar. So zeigte sich, dass aus einer beträchtlichen Zahl an einzeln erhobenen Eingangsdaten nur sehr wenige relevant für die Gesamtunsicherheit des Ergebnisses sind. Dies bedeutet umgekehrt, dass die Unsicherheiten der meisten Parameter, die in eine Emissionsinventur eingehen, praktisch keine Rolle für die Gesamtunsicherheiten spielen.

Quellen, deren Emissionsverhalten gut verstanden wird, liefern tendenziell nur geringe Beiträge zur Gesamtunsicherheit. Dies betrifft etwa die Emissionen von CO₂ bei der Verbrennung fossiler Energieträger, sogar wenn diese Beiträge für die Gesamtemissionen ganz wesentlich sind.

Große Beiträge zur Gesamtunsicherheit findet man bei geringen Emissionsraten über großen Flächen – insbesondere ist die Freisetzung von N₂O im landwirtschaftlichen Bereich praktisch immer der wesentliche Träger der Gesamtunsicherheit. Verbesserungen in der Abschätzung dieser einer Emissionsquelle allein (die typisch weniger als 5 % der Gesamtemissionen eines Industrielandes bewirkt) könnten die Unsicherheiten deutlich reduzieren. Somit trägt die Un-

sicherheitsanalyse wesentlich dazu bei, Schwerpunkte bei der Weiterentwicklung von THG-Inventuren zu setzen.

Allerdings sind die quantitativen Ergebnisse von Unsicherheitsabschätzungen verschiedener Länder nur bedingt vergleichbar. Die Abschätzung der Unsicherheiten wird auch bei Verwendung gleicher Methoden (Literaturquellen, Verfahren zur Durchführung einer Expertenbefragung) von subjektiven Einschätzungen der Ergebnisse mitbestimmt – insbesondere bei jenen Quellen die besonders stark zur Unsicherheit beitragen (siehe Winiwarter und Muik, 2010).

2.4.2 Validierung von Inventuren mit Hilfe meteorologischer Modelle

Grundlagen der inversen Modellierung

Die Konzentration von Spurenstoffen in der Luft hängt einerseits von den Emissionen dieser Substanzen in die Atmosphäre ab, andererseits von ihrer Verteilung und Umwandlung in der Atmosphäre. THG sind durch eine lange atmosphärische Lebensdauer gekennzeichnet und somit weniger atmosphärischen Umwandlungsprozessen unterworfen als andere Spurenstoffe. Durch Kombination eines raum-zeitlichen Emissionskatasters bzw. Emissionsmodells mit atmosphärischen Transportmodellen, die als „Nebenprodukte“ der operationellen Wettervorhersage verstanden werden können (z. B. FLEXPART, Stohl et al., 2009 oder TM5, Krol et al., 2005) lassen sich somit die Verteilungen von Spurenstoffen in der Atmosphäre als Funktion von Raum und Zeit berechnen.

Wenn nun Messdaten vorhanden sind, welche die raum-zeitliche Variabilität der Spurenstoffe darstellen, können die

Modellergebnisse mit den Messungen verglichen werden. Durch Veränderungen der Eingangsdaten (Emissionsdatensatz) kann die Übereinstimmung zwischen den beiden Datensätzen verbessert werden. Inverse Modellierung ist dann ein Optimierungsverfahren, das eine optimale Übereinstimmung zwischen Simulation und Messung für die resultierenden Konzentrationen in der Luft erreicht.

In Abhängigkeit von den genauen Anforderungen wurden verschiedene Methoden der inversen Modellierung entwickelt. Ihre Grundlage ist stets eine Modellierung der atmosphärischen Transporte, welche die quantitative Beziehung zwischen Emissionen (Quellen bzw. Nettoflüssen) und Immissionen (Konzentration an Messstellen oder vertikale integrierte Konzentrationen wie sie von Satellitendaten extrahiert werden können) herstellen. Zudem können Verlustprozesse wie etwa der Abbau von Methan durch Reaktion mit OH-Radikalen berücksichtigt werden. Weiters wird eine mathematische Formulierung für eine „optimale Übereinstimmung“ benötigt. Hier kommt vor allem der Beschreibung der Unsicherheiten und Fehler eine große Bedeutung zu, denn bei einer Beobachtung bzw. Simulation mit geringen potentiellen Fehlern wird man eine größere Übereinstimmung verlangen als bei einer mit großem potentiellen Fehler. In der Regel können Informationen aus bestehenden Emissionsdaten verwendet werden. Um zu einem möglichst guten Ergebnis zu gelangen, ist man bestrebt, diese als erste Annäherung („first guess“ oder „a priori“) mit einzubeziehen. Naturgemäß ist auch eine Quantifizierung der Unsicherheit dieser Emissionsdaten notwendig (Jonas et al., 2010), denn die inverse Modellierung optimiert zwischen der Beibehaltung der „First guess“-Daten und einer Anpassung der Ergebnisse an die Beobachtungen. Bisweilen werden traditionelle Emissionsabschätzungen aus der Synthese von Daten über die einzelnen Quellen als „bottom-up“ und Ergebnisse inverser Modellierung als „top-down“ Emissionsdaten bezeichnet.

Räumliche und zeitliche Skalen

Um das Potential der inversen Modellierung zu beurteilen, ist es wichtig, die Rolle der räumlichen und zeitlichen Skala der Datenvariabilität zu kennen. Beide stehen in Verbindung: je länger die Mittelungszeiträume der Beobachtungen, desto großräumiger ist die enthaltene Information, je kürzer hingegen, umso detailliertere Rückschlüsse lassen sich ziehen. Aus Monats- oder Jahresmittelwerten kann man auf globale, hemisphärische oder kontinentale Emissionen schließen. Umgekehrt, wenn Emissionen auf der Skala einzelner europäischer Staaten gefragt sind, benötigt man Messungen mit Tages- oder

Stundenauflösung. Hier ist wichtig, welche Gebiete eine Luftmasse in den vorangegangenen Stunden bis wenigen Tagen überstrichen hat. Große Skalen sind leichter zu modellieren und kommen mit einer geringeren Dichte der Messungen aus. Allerdings dürfen diese Daten dann auch nicht lokal beeinflusst sein.

Aufgrund dieser Gegebenheiten wurde mit der inversen Modellierung zunächst auf globaler Skala begonnen, mit Daten so genannter Hintergrundstationen, die bevorzugt auf Inseln fernab der Emissionsgebiete liegen (Hawaii, Teneriffa, Spitzbergen, Westküste Irlands, Tasmanien, etc.). In den letzten Jahren werden mehr und mehr auch so genannte regionale Inversionen entwickelt. Allerdings ist die Datenlage dafür noch nicht befriedigend (siehe z.B. Villani et al., 2010), und auch die Qualität der Ausbreitungsmodelle ist ein begrenzender Faktor. Um auch in dichter besiedelten Weltregionen Messdaten mit begrenztem lokalen Einfluss zu erhalten, werden Stationen bevorzugt auf Messtürmen (mindestens 100 m Höhe über Grund) oder Berggipfeln errichtet, wie z. B. in Österreich auf dem Sonnblick. Für die komplexe Topographie von Bergstationen ist jedoch die Ausbreitungsmodellierung noch zu grob, daher wird bevorzugt auf Türme als Standorte von Messungen zurückgegriffen. Das Netzwerk „Tall Tower and surface Research Network for verification of Climate relevant emissions of Human origin in Europe“ (TTORCH, vgl. Seibert, 2010) der European Science Foundation unterstützt die Entwicklung und Nutzung dieser Messdaten.

Anwendung auf verschiedene Spurenstoffe

Die atmosphärische Bilanz von CO_2 ist nicht nur von den anthropogenen Emissionen durch Verbrennungsvorgänge abhängig. Vielmehr stellen die Aufnahme und Abgabe von CO_2 durch die Vegetation große Stoffflüsse zwischen Atmosphäre und Biosphäre dar, die noch dazu räumlich und vor allem zeitlich (Tag/Nacht, Jahreszeiten) sehr variabel sind. Auch die Aufnahme durch den Ozean ist ein wichtiger Faktor. Diese Flüsse sind weit weniger genau bekannt als die anthropogenen Emissionen. Inverse Modellierung wird hier vor allem für die bessere Quantifizierung dieser Flüsse (auf Englisch „net ecosystem exchange“ oder NEE genannt) eingesetzt (Carouge et al., 2010; Ciais et al., 2010; Tolk et al., 2011).

CH_4 wird durch viele diffuse, nicht leicht quantifizierbare Quellen charakterisiert. Deshalb spielt die inverse Modellierung hier eine wichtige Rolle bei der grundsätzlichen Quantifizierung des Eintrags dieser Substanz in die Atmosphäre und kann auch Fehler in Emissionskatastern aufdecken (Bergamaschi et al., 2005). N_2O gelangt vor allem aus gedüngten

Böden in die Atmosphäre. Inverse Modellierung (Corazza et al., 2011) liefert ähnliche Ergebnisse wie die Emissionsschätzungen, wobei die Unsicherheiten aber als wesentlich geringer eingestuft werden.

FCKW und F-Gase werden von üblichen Emissionsinventuren nur mangelhaft dargestellt, einerseits aufgrund der Zahl an verschiedenen Einzelkomponenten und diversen Anwendungszwecken, andererseits weil die Freisetzung gegenüber der Herstellung häufig verzögert ist (z. B. Einsatz in Feuerlöschanlagen, Kühlaggregaten, Isoliermaterialien). Bisherige Ergebnisse inverser Modellierung (z. B. Stohl et al., 2009 Brunner et al., 2012) zeigen zum Teil beachtliche Unterschiede zu den Emissionsinventuren, die im Übrigen noch sehr lückenhaft sind. Hier kommt der inversen Modellierung eine verhältnismäßig wichtige Rolle zu.

Bewertung und Ausblick

Inverse Modellierung ist inzwischen neben den etablierten „bottom-up“ Verfahren ein wichtiges Werkzeug zur Untersuchung und Quantifizierung von Spurenstoffeinträgen in die Atmosphäre. Die Methodik befindet sich aber weiterhin in Entwicklung. Für die verlässliche Beurteilung von regionalen Verteilungen dieser Einträge für THG gibt es noch keine ausreichende Beobachtungsdatenbasis, und auch die Modelle müssen weiter verbessert werden. Die Interpretierbarkeit der Ergebnisse hängt stark davon ab, wie die Unsicherheiten sowohl der konventionellen „first guess“ Emissionsdaten als auch der Messungen und Simulationen quantifiziert wurden. Die Auflösung der Inversionen hängt außerdem von der Verteilung der Stationen zusammen mit räumlichen Mustern der Emission und den Wetterlagen ab, ist also nicht unbedingt kompatibel mit den national zusammengestellten Emissionsdaten. Dennoch kann sie bereits heute als eine „weiche“ Kontrolle der offiziellen Emissionsdaten dienen – größere Abweichungen können in der Regel aufgespürt und zum Teil auch erklärt werden. Da Daten der Messstationen relativ rasch verfügbar sind (und verschiedene Anstrengungen gemacht werden, sie auch in Echtzeit anzubieten) sind Trendaussagen für Emissionen aus inverser Modellierung, wenn sie operationell implementiert sind, deutlich rascher möglich als die offiziellen Emissionsberichte. Ein Beispiel hierfür ist das „Carbon Tracker“-System des US-amerikanischen Wetterdienstes (<http://carbontracker.noaa.gov/>).

Inverse Modellierung wird die konventionellen Emissionskataster wohl nicht ersetzen, jedoch sollte sie dazu beitragen, ihre Qualität zu verbessern und das Vertrauen in die Emissionsdaten zu stärken. Darüber hinaus kann sie das Verständnis

verschiedener Prozesse verbessern und auch auf diesem Weg die Bilanzierung von THG unterstützen. Österreich kann dazu sowohl durch Forschung als auch durch die Bereitstellung oder Unterstützung geeigneter Messinfrastrukturen einen Beitrag leisten.

2.5 Zusammenfassung und Forschungsbedarf

2.5 Summary and compilation of research needs

Wesentliche Aspekte der Eigenschaften, der Konzentrationen und Emissionen jener Spurenstoffe, die Einfluss auf das Klima haben, sind bekannt. In vielen Fällen können daher die Wechselwirkungen, welche die Freisetzung, das Vorkommen und die Auswirkungen dieser Substanzen beeinflussen, gut beschrieben werden. Es gibt jedoch in zahlreichen anderen Bereichen noch Forschungsbedarf, um Zusammenhänge darzustellen, auf denen Maßnahmen aufgebaut werden können.

Für langlebige THG (Verweilzeiten in der Atmosphäre deutlich über ein Jahr) gelten im Wesentlichen die Bestimmungen des Kyoto-Vertrages, in dessen Rahmen Österreich verpflichtet ist, eine jährliche THG-Inventur zu erstellen. Die Erfassung dieser Emissionen von sechs Substanzen bzw. Substanzklassen (CO₂, CH₄, N₂O, PFC, HFC und SF₆) erfolgt im Umweltbundesamt gemeinsam mit weiteren österreichischen ExpertInnen, deren Detailwissen in den vorliegenden Bericht eingeflossen ist.

Die Auswertung der Emissionsdaten zeigt, dass der größte Teil der österreichischen THG-Emissionen (78 %) durch Verwendung von fossilen Energieträgern bedingt ist. Davon entfallen mehr als 22 % auf energetische Umwandlung (Kraftwerke, Raffinerie, Kokerei) und fast 25 % auf die energetische Verwendung in der Industrie. Raumwärmeerzeugung trägt etwa 17 % zu den Emissionen dieser Kategorie bei, der größere Teil (12 % der energetischen Emissionen) davon in Haushalten. Der größte Teil der übrigen energetischen Emissionen (über 35 %) sind dem Verkehr zuzuordnen.

Eine wesentliche Grundlage der Emissionsinventur dieser THG-Kategorie ist damit eine genaue Energiestatistik, insbesondere in Bezug auf fossile Energie. Abgrenzungen zwischen dem energetischen und dem stofflichen Einsatz sind ebenso bedeutend wie die korrekte Umsetzung nationaler Datengrundlagen in die internationalen Regelwerke. Die Minimierung von Doppelzählungen sowie die Vermeidung von Datenlücken sind beträchtliche Herausforderungen bei komplexen Flussbildern und der benötigten Klassifizierung nach unter-

schiedlichen statistischen Erfordernissen. Ein bedeutender Teil der Energie wird im Bereich Verkehr eingesetzt, für den eine parallele Abschätzung des für die nationalen Verkehrsleistungen benötigten Energieverbrauches eine Unterscheidung ermöglicht, welche Anteile der Energieträger im Inland und welche auf Straßen außerhalb Österreichs verwendet werden. Während dieser im Ausland verwendete Anteil (etwa 28 %) definitionsgemäß in der Emissionsinventur zu berücksichtigen ist und daher nicht konkret ausgewiesen werden muss, ist seine genaue Kenntnis etwa für Minderungsmaßnahmen von beträchtlicher Bedeutung.

Im Bereich der Industrie und der Verwendung von klimarelevanten Gasen (insbesondere der fluorierten Gase) können die Emissionen aufgrund von detaillierten Brancheninformationen bestimmt werden. Auffällig sind insbesondere die starken Schwankungen zwischen einzelnen Jahren, welche die punktuellen aber hier relevanten Veränderungen einzelner industrieller Aktivitäten wiedergeben. Die Einstellung der elektrolytischen Aluminiumproduktion im Jahr 1992, die Ausstattung der einzigen Salpetersäureanlage mit Vorrichtungen zur Lachgasreduktion ab 2004 (fast 10 Jahre vor den meisten anderen Anlagen in Europa) oder die Verwendung von SF₆ in Schallschutzfenstern oder Sportschuhen (samt des anschließenden Verbots solcher Verwendungen) sind kleine Einzelaspekte, die jedoch für die Gesamtsumme der Emissionen dieses Sektors relevant sind. Wesentlicher Industrieprozess ist die Eisen- und Stahlherstellung, die ohne Berücksichtigung der energetischen Emissionen 6,5 % der österreichischen THG-Emissionen umfasst. Insgesamt werden etwa 13 % der österreichischen THG-Emissionen durch industrielle Prozesse verursacht.

Biogene Prozesse liegen den Emissionen der Bereiche Landwirtschaft, Böden und Abfall zugrunde. Mikrobielle Abbauprozesse im anaeroben, z. T. auch aeroben Milieu führen zur Bildung von Methan (nur anaerob) und Lachgas, welche die wesentlichen THG aus diesen Sektoren darstellen (fast 9 % der Gesamtemissionen). Beide Gase werden auch wesentlich durch die Emissionen dieser Sektoren bestimmt. Biogene Prozesse bewirken auch die Aufnahme von CO₂ in Pflanzen, sodass Bäume und Böden in Wäldern als Kohlenstoffsinken dienen, allerdings mit beschränktem Potential. Zusätzlich sind im Bereich Müllverbrennung CO₂-Emissionen zu berücksichtigen. Dabei ist die Unterscheidung zwischen ursprünglich biogenem Material (muss nicht für die THG-Bilanzen berücksichtigt werden, weil erneuerbar) und fossilem Kohlenstoff im Brennstoff eine Herausforderung, die weitere Forschungsarbeit benötigt.

Aerosolpartikel beeinflussen den Strahlungshaushalt der Atmosphäre durch Streuung und Absorption sichtbaren Lichts (d. h. Strahlung im sichtbaren Bereich des Spektrums) direkt

und indirekt durch ihren Einfluss auf Wolkenbildung und die Streu- und Absorptionseigenschaften von Wolken. Für die Abschätzung dieser Effekte sind einerseits Daten über die Konzentration der Partikel und andererseits über ihre Größenverteilung und chemische Zusammensetzung nötig. Partikel im Größenbereich von ca. 50 nm bis 1–2 µm sind dabei am wichtigsten, da diese Partikel sowohl Kondensationskerne (CCN) für Wolkentröpfchen darstellen als auch Licht am stärksten streuen (verglichen mit Partikeln anderer Größe). Ihre Aufenthaltszeit in der Atmosphäre ist im Vergleich zu kleineren und größeren Partikeln deutlich größer und beträgt Stunden bis Tage, weswegen sie durch Ferntransport weit aus den Quellregionen verfrachtet werden können. Bei der Abschätzung des direkten und noch mehr bei der des indirekten Effekts der Aerosole auf die Strahlungsbilanz bestehen noch sehr große Unsicherheiten. Auch IPCC (2013) identifiziert die Modellierung der Aerosoleffekte als ein Gebiet mit großem Forschungsbedarf. Das Wissen über Aerosole, ihre direkte Emission aus anthropogenen Quellen sowie ihre Bildung aus (teils anthropogenen) Vorläufergasen ist nicht so weit fortgeschritten wie das über die wichtigsten THG, sodass hier ein erheblicher Forschungsbedarf besteht.

Die Emissionsinventuren für Aerosole werden für PM₁₀ (Partikel < 10 µm aerodynamischer Durchmesser) und für PM_{2.5} (Partikel < 2,5 µm) erstellt und teilweise durch Abschätzungen sekundärer Aerosolbildung ergänzt. Für Klimaüberlegungen sind vor allem die feinen Teilchen (Partikel < 1 µm) interessant, daher wären Weiterentwicklungen von Inventuren auf feinere Größenklassen oder Teilchenanzahl hin wünschenswert.

Für Österreich zeigt sich bei sektoral aufgeschlüsselten Emissionsinventuren, dass die Sektoren Verkehr (Straßenverkehr und sonstiger Verkehr) und Kleinverbraucher (hier meist Heizungsanlagen) den größten Beitrag zu PM_{2.5} liefern. Diese beiden Sektoren tragen nicht nur gemeinsam mehr als zwei Drittel zu den gesamten PM_{2.5} Emissionen bei, sondern sie sind auch die fast einzigen Quellen für Strahlung absorbierende Partikel (Dieselruß, Ruß aus Heizungssystemen). Verschiedene Heizungsanlagen können stark unterschiedliche Emissionen aufweisen, sowohl insgesamt als auch in Bezug auf den Rußgehalt im Rauch. Der aus Klimaschutzgründen propagierte Umstieg auf nicht-fossile Brennstoffe (Biomasse) bei Heizungssystemen führt, wenn emissionsarme Systeme wie Gas- bzw. Elektroheizungen ersetzt werden, zu zusätzlichen Emissionen von klimarelevanten Aerosolen. Moderne automatische Heizsysteme (z. B. Pelletheizungen) haben einen sehr geringen PM₁₀ Ausstoß, der fast keinen Ruß (unter 10 % des PM₁₀) enthält. Ältere Scheitholzöfen zeigen deutlich höhere Emissionen sowohl von PM₁₀ als auch Ruß (44–70 %

des PM₁₀). Die optischen und chemischen Eigenschaften des bei der Verbrennung von biogenen Brennstoffen entstehenden Rußes, die für Berechnungen des direkten Aerosoleffekts benötigt werden, sind im Gegensatz zur Situation bei Ruß aus Dieselmotoren durch den „braunen Kohlenstoff“ gegeben. Auf dem Gebiet der Messtechnik und Charakterisierung von Ruß und BrC besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

Abgesehen von den Summenparametern PM₁₀ und PM_{2.5} werden in Österreich auch Größenverteilungen von Aerosolen (sowohl Massen- als auch Anzahlgrößenverteilungen) und Gesamtpartikelkonzentrationen im Hintergrundaerosol (z. B. am Sonnblick) und in urbanen Gebieten (vor allem Wien) in Messkampagnen von wenigen Wochen bis über 1 Jahr Dauer gemessen. Dabei wird oft auch die chemische Zusammensetzung des Aerosols untersucht. Die sekundär in der Atmosphäre aus Vorläufersubstanzen gebildeten anorganischen und organischen Stoffe stellen die Hauptbestandteile des Aerosols dar. Ruß hat einen geringen Anteil an der Aerosolmassenkonzentration (ca. 5 bis max. 10 % je nach Messstelle), ist wegen seines hohen Lichtabsorptionsvermögens jedoch ein wichtiger klimarelevanter Aerosolbestandteil. Bei Bestimmung von Ruß und anderen Aerosolsubstanzen im Wolkenwasser (Messungen auf Rax und Sonnblick) zeigte sich, dass Ruß zwar weniger effizient von Wolkentropfen aufgenommen wird als etwa Sulfate, dort jedoch trotzdem in merklicher Konzentration vorkommt und somit sehr wohl auch das Strahlungsverhalten von Wolken beeinflussen kann.

Zur Verwendung von routinemäßig gemessenen Summenparametern PM₁₀ und PM_{2.5} für Abschätzungen des klimarelevanten direkten Aerosoleffekts besteht zusätzlicher Bedarf an orts- und wetterlagenspezifischen intensiven Messkampagnen, in denen für Lichtstreuung und Absorption relevante Parameter sowie die chemische Zusammensetzung des Aerosols erhoben werden, die dann mit den PM_{2.5} oder (weniger geeignet) PM₁₀ Werten skaliert werden könnten. Erst mit Hilfe solcher Parameter können die kontinuierlichen PM_{2.5}- (und evtl. PM₁₀-) Messdaten in Modellen Aufschluss über klimarelevante Aerosoleigenschaften geben.

Für Betrachtungen des Klimaeffekts von anthropogenen Emissionen in Österreich sind nicht nur die Partikel, sondern auch ihre Vorläufersubstanzen und die zur Partikelbildung führenden Mechanismen von großem Interesse. Auch Ozon, selbst ein klimawirksames Gas, ist wegen seiner Rolle in photochemischen Prozessen wichtig. Bodennahes Ozon wird in Österreich von den Messnetzen der Länder und des Bundes erfasst. Die Ozonkonzentration über Österreich wird stark durch großräumige Transportprozesse beeinflusst. Photochemische Prozesse führen auch zur Bildung von Substanzen,

die an vorhandenen Aerosolpartikeln kondensieren oder neue Partikel bilden können, wodurch die Größenverteilung und die PM Konzentration beeinflusst werden. Neueste Versuche zeigten, dass organische Vorläufersubstanzen (volatile organische Kohlenstoffverbindungen, VOC) eine wesentliche Rolle bei der Bildung von sekundärem Aerosol spielen. Hier und auch zur Emission und Deposition von VOCs in terrestrischen Ökosystemen besteht ein erheblicher Bedarf an weiteren Forschungsarbeiten. Das derzeitige Verständnis über die reaktive Kohlenstoffbilanz zwischen Biosphäre und Atmosphäre scheint unvollständig und sollte neu überdacht werden.

Ca. 90 % des atmosphärischen Gesamt Ozons befinden sich in der Stratosphäre. Messungen der Ozonsäule erfolgen seit 1994 auf dem Sonnblick. Auswirkungen des Klimawandels auf die Stratosphäre und die Erholung der Ozonschicht werden heute nur teilweise verstanden, weitere Forschungsarbeiten sind erforderlich, um bessere Aussagen über die zukünftige Entwicklung der Ozonschicht, die auch Einfluss auf die globale Strahlungsbilanz und damit das Klima ausübt, treffen zu können. Das Sonnblick Observatorium ermöglicht die weitgehend von direkten Emissionsquellen unbeeinflusste Bestimmung der Konzentrationen von CO₂ und CH₄. Die mehrjährigen Konzentrationsverläufe von CO₂ entsprechen den globalen Trends.

Qualitätssichernde Maßnahmen für THG-Inventuren beinhalten neben verpflichtender genauer Dokumentation und Ergebniskontrolle durch externe ExpertInnenteams auch die Erfassung der Unsicherheit der Emissionen. Aus diesen Daten kann einerseits ein Verbesserungsbedarf der Emissionsinventuren abgeleitet und andererseits Information über die Verlässlichkeit des Ergebnisses gewonnen werden. So zeigt sich mit der Hauptursache der gesamten Unsicherheit der Inventur, der Emission von N₂O aus Böden, gleichzeitig ein erster Ansatz zu Verbesserungen und damit Forschungsbedarf. Mit Methoden der inversen Modellierung können Emissionsdaten auf Basis von Luftmessungen validiert werden. Solche Messungen konnten in verschiedenen Teilen Europas an entlegenen Messstationen, an hohen Türmen oder unter Verwendung von Satellitendaten mit Erfolg Emissionsdaten gegenübergestellt werden. Für Österreich fehlen jedoch derartige Messungen, die gemeinsam mit einer verbesserten raum-zeitlichen Auflösung der Emissionsinventuren entscheidende weitere Hinweise auf Verbesserungen der Inventur geben könnten.

2.6 Literaturverzeichnis

2.6 References

- Ambus, P., Zechmeister-Boltenstern, S., Butterbach-Bahl, K., 2006. Sources of nitrous oxide emitted from European forest soils. *Biogeosciences* 3, 135–145.
- Amon, B., Hörtenhuber, S., 2008. Revision der österreichischen Luftschadstoffinventur OLI für NH, NMVOC und NO_x (Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes). Institut für Landtechnik, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich.
- Amon, B., Hörtenhuber, S., 2010. Revision of Austria's National Greenhouse Gas Inventory, Sector Agriculture. Final Report on behalf of Umweltbundesamt GmbH. Department für Nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich.
- Amon, B., Fröhlich, M., Weißensteiner, R., Zablatnik, B., Amon, T., 2007. Tierhaltung und Wirtschaftsdüngermanagement in Österreich. (Endbericht No. Projekt Nr 1441). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien, Österreich.
- Andreae, M.O., Gelencsér, A., 2006. Black carbon or brown carbon? The nature of light-absorbing carbonaceous aerosols. *Atmos. Chem. Phys.* 6, 3131–3148. doi:10.5194/acp-6-3131-2006
- Asmi, A., Wiedensohler, A., Laj, P., Fjaeraa, A.-M., Sellegri, K., Birmili, W., Weingartner, E., Baltensperger, U., Zdimal, V., Zikova, N., Putaud, J.-P., Marinoni, A., Tunved, P., Hansson, H.-C., Fiebig, M., Kivekäs, N., Lihavainen, H., Asmi, E., Ulevicius, V., Aalto, P.P., Swietlicki, E., Kristensson, A., Mihalopoulos, N., Kalivitis, N., Kalapov, I., Kiss, G., de Leeuw, G., Henzing, B., Harrison, R.M., Beddows, D., O'Dowd, C., Jennings, S.G., Flentje, H., Weinhold, K., Meinhardt, F., Ries, L., Kulmala, M., 2011. Number size distributions and seasonality of submicron particles in Europe 2008–2009. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, 5505–5538. doi:10.5194/acp-11-5505-2011
- Bamberger, I., Hörtnagl, L., Ruuskanen, T.M., Schnitzhofer, R., Müller, M., Graus, M., Karl, T., Wohlfahrt, G., Hansel, A., 2011. Deposition fluxes of terpenes over grassland. *Journal of Geophysical Research* 116. doi:10.1029/2010JD015457
- Bauer, H., Marr, I., Kasper-Giebl, A., Limbeck, A., Caseiro, A., Handler, M., Jankowski, N., Klatzer, B., Kotianova, P., Pouresmaeil, P., Schmidl, C., Sageder, M., Puxbaum, H., 2007a. 'AQUELLA' Steiermark Endbericht. Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben (Endbericht No. Lu-08/07. Auftraggeber: Amt der Steiermärkischen Landesregierung Fachabteilung 17C - Technische Umweltkontrolle Referat Luftgüteüberwachung Landhausgasse 7 8010 Graz).
- Bauer, H., Marr, I., Kasper-Giebl, A., Limbeck, A., Caseiro, A., Handler, M., Jankowski, N., Klatzer, B., Kotianova, P., Pouresmaeil, P., Schmidl, C., Sageder, M., Puxbaum, H., 2007b. 'AQUELLA' Kärnten/Klagenfurt - Aerosolquellenanalysen für Kärnten PM10-Filteranalysen nach dem 'AQUELLA-Verfahren'. (Endbericht. Im Auftrag von Land Kärnten und der Stadt Klagenfurt mit finanzieller Unterstützung der Europäischen Kommission No. US-Zahl: 436/1699/04). Kärnten.
- Bauer, H., Claeys, M., Vermeylen, R., Schueller, E., Weinke, G., Berger, A., Puxbaum, H., 2008. Arabitol and mannitol as tracers for the quantification of airborne fungal spores. *Atmospheric Environment* 42, 588–593. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.10.013
- Bauer, H., Kasper-Giebl, A., Limbeck, A., Ramirez-Santa Cruz, C., Jankowski, N., Klatzer, B., Pouresmaeil, P., Dattler, A., Handler, M., Schmidl, C., Puxbaum, H., 2009. 'AQUELLA' Graz Süd PM2.5 Quellenanalyse von PM10- und PM2.5 Belastungen in Graz. (Endbericht No. Lu-03/09. Auftraggeber: Amt der Steiermärkischen Landesregierung Fachabteilung 17C - Technische Umweltkontrolle Referat Luftgüteüberwachung Landhausgasse 7 8010 Graz).
- Bauer, H., Kasper-Giebl, A., Jankowski, N., Pouresmaeil, P., Ramirez-Santa Cruz, C., Schmidl, C., Sampaio Cordeiro Wagner, A., Puxbaum, H., 'AQUELLA'-Team, 2010. Untersuchung der BaP Quellen in Zederhaus. (Endbericht No. Bericht für das Amt der Salzburger Landesregierung, Institut für Chemische Technologien und Analytik, Technische Universität Wien, Österreich).
- Bergamaschi, P., Krol, M., Dentener, F., Vermeulen, A., Meinhardt, F., Graul, R., Ramonet, M., Peters, W., Dlugokencky, E.J., 2005. Inverse modelling of national and European CH₄ emissions using the atmospheric zoom model TM5. *Atmospheric Chemistry and Physics* 5.
- Berner, A., Sidla, S., Galambos, Z., Kruisz, C., Hitzemberger, R., ten Brink, H.M., Kos, G.P.A., 1996. Size distributions of soot and other constituents of the atmospheric aerosol. *Journal of Geophysical Research* 101, 19559–19565.
- Berner, A., Galambos, Z., Ctyroky, P., Frühauf, P., Hitzemberger, R., Gomišček, B., Hauck, H., Preining, O., Puxbaum, H., 2004. On the correlation of atmospheric aerosol components of mass size distributions in the larger region of a central European city. *Atmospheric Environment* 38, 3959–3970. doi:10.1016/j.atmosenv.2004.02.056
- BGBI, 1990. 301. Verordnung: Beschränkungen und Verbote der Verwendung, der Herstellung und des Inverkehrsetzens von Vollhalogenierten Fluorchlorkohlenwasserstoffen.
- BGBI, 1996. 164. Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung).
- BGBI, 2002. 447. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Verbote und Beschränkungen teilfluorierter und vollfluorierter Kohlenwasserstoffe sowie von Schwefelhexafluorid (HFKW-FKW-SF 6 -V).
- BMLFUW (Ed.), 2009. Thermische Abfallbehandlung in Österreich. Weißbuch - Zahlen, Daten, Fakten – 2. Auflage, 2. akt. und erweiterte Auflage. ed. Wien.
- Borsós, T., Rimnácová, D., Ždímal, V., Smolík, J., Wagner, Z., Weidinger, T., Burkart, J., Steiner, G., Reischl, G., Hitzemberger, R., Schwarz, J., Salma, I., 2012. Comparison of particulate number concentrations in three Central European capital cities. *Science of The Total Environment* 433, 418–426. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.06.052
- Boulter, I., McCrae, R., Jourmard, R., Keller, M., Hausberger, S., 2007. Final Report on Air Traffic Emissions. Assessment and reliability of transport emission models and inventory systems. (Final Report, DG TREN Contract No. 1999-RD.10429 No. Deliverable No. 15). UK.
- Boy, M., Rannik, Ü., Lehtinen, K.E.J., Tarvainen, V., Hakola, H., Kulmala, M., 2003. Nucleation events in the continental boundary layer: Long-term statistical analyses of aerosol relevant characteristics. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 108, n/a–n/a. doi:10.1029/2003JD003838
- Brunner, D., Henne, S., Keller, C.A., Reimann, S., Vollmer, M.K., O'Doherty, S., Maione, M., 2012. An extended Kalman-filter for regional scale inverse emission estimation. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12, 3455–3478. doi:10.5194/acp-12-3455-2012

- Büchsenmeister, R., 2011. Waldinventur 2007/09: Betriebe und Bundesforste nutzen mehr als den Zuwachs. BFW Praxisinformation 24, 6–9.
- Burkart, J., Steiner, G., Reischl, G., Moshhammer, H., Neuberger, M., Hitznerberger, R., 2010. Characterizing the performance of two optical particle counters (Grimm OPC1.108 and OPC1.109) under urban aerosol conditions. *Journal of Aerosol Science* 41, 953–962. doi:10.1016/j.jaerosci.2010.07.007
- Burkart, J., Steiner, G., Reischl, G., Hitznerberger, R., 2011. Long-term study of cloud condensation nuclei (CCN) activation of the atmospheric aerosol in Vienna. *Atmospheric Environment* 45, 5751–5759. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.07.022
- Burkart, J., Hitznerberger, R., Reischl, G., Bauer, H., Leder, K., Puxbaum, H., 2012. Activation of 'synthetic ambient' aerosols – Relation to chemical composition of particles <100nm. *Atmospheric Environment* 54, 583–591. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.01.063
- Butterbach-Bahl, K., Dannenmann, M., 2011. Denitrification and associated soil N₂O emissions due to agricultural activities in a changing climate. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3, 389–395. doi:10.1016/j.cosust.2011.08.004
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E.M., Dannenmann, M., Kiese, R., Zechmeister-Boltenstern, S., 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Phil. Trans. R. Soc. B* 368, 953–962. doi:10.1098/rstb.2013.0122
- Carouge, C., Bousquet, P., Peylin, P., Rayner, P.J., Ciais, P., 2010. What can we learn from European continuous atmospheric CO₂ measurements to quantify regional fluxes – Part 1: Potential of the 2001 network. *Atmos. Chem. Phys.* 10, 3107–3117. doi:10.5194/acp-10-3107-2010
- Caseiro, A., Marr, I.L., Claeys, M., Kasper-Giebl, A., Puxbaum, H., Pio, C.A., 2007. Determination of saccharides in atmospheric aerosol using anion-exchange high-performance liquid chromatography and pulsed-ampereometric detection. *Journal of Chromatography A* 1171, 37–45. doi:10.1016/j.chroma.2007.09.038
- Caseiro, A., Bauer, H., Schmidl, C., Pio, C.A., Puxbaum, H., 2009. Wood burning impact on PM₁₀ in three Austrian regions. *Atmospheric Environment* 43, 2186–2195. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.01.012
- Cavalli, F., Viana, M., Yttri, K.E., Genberg, J., Putaud, J.-P., 2010. Toward a standardised thermal-optical protocol for measuring atmospheric organic and elemental carbon: the EUSAAR protocol. *Atmospheric Measurement Techniques* 3, 79–89. doi:10.5194/amt-3-79-2010
- Chen, G.Q., Zhang, B., 2010. Greenhouse gas emissions in China 2007: Inventory and input-output analysis. *Energy Policy* 38, 6180–6193. doi:10.1016/j.enpol.2010.06.004
- Ciais, P., Rayner, P., Chevallier, F., Bousquet, P., Logan, M., Peylin, P., Ramonet, M., 2010. Atmospheric inversions for estimating CO₂ fluxes: methods and perspectives. *Climatic Change* 103, 69–92. doi:10.1007/s10584-010-9909-3
- Corazza, M., Bergamaschi, P., Vermeulen, A.T., Aalto, T., Haszpra, L., Meinhardt, F., O'Doherty, S., Thompson, R., Moncrieff, J., Popa, E., Steinbacher, M., Jordan, A., Dlugokencky, E., Brühl, C., Krol, M., Dentener, F., 2011. Inverse modelling of European N₂O emissions: assimilating observations from different networks. *Atmos. Chem. Phys.* 11, 2381–2398. doi:10.5194/acp-11-2381-2011
- Dall'Amico, M., Gray, L.J., Rosenlof, K.H., Scaife, A.A., Shine, K.P., Stott, P.A., 2010. Stratospheric temperature trends: impact of ozone variability and the QBO. *Clim Dyn* 34, 381–398. doi:10.1007/s00382-009-0604-x
- Dameris, M., Peter, T., Schmidt, U., Zellner, R., 2007. Das Ozonloch und seine Ursachen. *Chemie in unserer Zeit* 41, 152–168. doi:10.1002/ciuz.200700418
- De Gouw, J., Jimenez, J.L., 2009. Organic Aerosols in the Earth's Atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7614–7618. doi:10.1021/es9006004
- De Gouw, J.A., Middlebrook, A.M., Warneke, C., Goldan, P.D., Kuster, W.C., Roberts, J.M., Fehsenfeld, F.C., Worsnop, D.R., Canagaratna, M.R., Pszenny, A. A. P., Keene, W.C., Marchewka, M., Bertman, S.B., Bates, T.S., 2005. Budget of organic carbon in a polluted atmosphere: Results from the New England Air Quality Study in 2002. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 110, n/a–n/a. doi:10.1029/2004JD005623
- Dusek, U., Frank, G.P., Hildebrandt, L., Curtius, J., Schneider, J., Walter, S., Chand, D., Drewnick, F., Hings, S., Jung, D., Borrmann, S., Andreae, M.O., 2006. Size Matters More Than Chemistry for Cloud-Nucleating Ability of Aerosol Particles. *Science* 312, 1375–1378. doi:10.1126/science.1125261
- Effenberger, C., Kranabetter, A., Kaiser, A., Kasper-Giebl, A., 2008. Aerosolmessungen am Sonnblick Observatorium – Probenahme und Analyse der PM₁₀ Fraktion. (Endbericht zum Auftrag GZ 7.500/0002-VI/4/2006). Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur, Technische Universität Wien, Österreich.
- Europäisches Parlament, 2006. Richtlinie 2006/40/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Mai 2006 über Emissionen aus Klimaanlagen in Kraftfahrzeugen und zur Änderung der Richtlinie 70/156/EWG des Rates (Text mit Bedeutung für den EWR).
- Eyring, V., Butchart, N., Waugh, D.W., Akiyoshi, H., Austin, J., Bekki, S., Bodeker, G.E., Boville, B.A., Brühl, C., Chipperfield, M.P., Cordero, E., Dameris, M., Deushi, M., Fioletov, V.E., Frith, S.M., Garcia, R.R., Gettelman, A., Giorgetta, M.A., Grewe, V., Jourdain, L., Kinnison, D.E., Mancini, E., Manzini, E., Marchand, M., Marsh, D.R., Nagashima, T., Newman, P.A., Nielsen, J.E., Pawson, S., Pitari, G., Plummer, D.A., Rozanov, E., Schraner, M., Shepherd, T.G., Shibata, K., Stolarski, R.S., Struthers, H., Tian, W., Yoshiki, M., 2006. Assessment of temperature, trace species, and ozone in chemistry-climate model simulations of the recent past. *Journal of Geophysical Research* 111. doi:10.1029/2006JD007327
- Feczko, T., Puxbaum, H., Kasper-Giebl, A., Handler, M., Limbeck, A., Gelencsér, A., Pio, C., Preunkert, S., Legrand, M., 2007. Determination of water and alkaline extractable atmospheric humic-like substances with the TU Vienna HULIS analyzer in samples from six background sites in Europe. *Journal of Geophysical Research* 112. doi:10.1029/2006JD008331
- Fellner, J., Cencic, O., Rechberger, H., 2007. A New Method to Determine the Ratio of Electricity Production from Fossil and Biogenic Sources in Waste-to-Energy Plants. *Environmental Science & Technology* 41, 2579–2586. doi:10.1021/es0617587
- Graus, M., Müller, M., Hansel, A., 2010. High resolution PTR-TOF: Quantification and formula confirmation of VOC in real time. *Journal of the American Society for Mass Spectrometry* 21, 1037–1044. doi:10.1016/j.jasms.2010.02.006
- Gschwantner, T., Schadauer, K., 2006. Branch biomass functions for broadleaved tree species in Austria. *Austrian Journal of Forest Science* 123, 17–34.
- Hackl, A., Mauschwitz, G., 1996. Methangas und Kohlendioxid aus der Bereitstellung in Österreich genutzter fossiler Energieträger. (Jahresbericht der CO₂-Kommission 1996 im Auftrag des Bundes-

- ministeriums für Umwelt, Jugend und Familie und Akademie für Umwelt und Energie, Laxenburg, Österreich). Laxenburg/Wien.
- Hackl, A., Mauschitz, G., 1997. Klimarelevanz der Abfallwirtschaft (Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Sektion III). Weitra/Wien.
- Hackl, A., Mauschitz, G., 1999. Beiträge zum Klimaschutz durch nachhaltige Restmüllbehandlung (Klimarelevanz der Abfallwirtschaft II) (Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Sektion III). Weitra/Wien.
- Hackl, E., Zechmeister-Boltenstern, S., Kandeler, E., 2000. Nitrogen dynamics in different types of pasture in the Austrian Alps. *Biol Fertil Soils* 32, 321–327. doi:10.1007/s003740000255
- Hackl, E., Bachmann, G., Zechmeister-Boltenstern, S., 2004. Microbial nitrogen turnover in soils under different types of natural forest. *Forest Ecology and Management* 188, 101–112. doi:10.1016/j.foreco.2003.07.014
- Hallquist, M., Wenger, J.C., Baltensperger, U., Rudich, Y., Simpson, D., Claeys, M., Dommen, J., Donahue, N.M., George, C., Goldstein, A.H., Hamilton, J.F., Herrmann, H., Hoffmann, T., Iinuma, Y., Jang, M., Jenkin, M.E., Jimenez, J.L., Kiendler-Scharr, A., Maenhaut, W., McFiggans, G., Mentel, T.F., Monod, A., Prévôt, A.S.H., Seinfeld, J.H., Surratt, J.D., Szmigielski, R., Wildt, J., 2009. The formation, properties and impact of secondary organic aerosol: current and emerging issues. *Atmos. Chem. Phys.* 9, 5155–5236. doi:10.5194/acp-9-5155-2009
- Hauck, H., Berner, A., Frischer, T., Gomiscek, B., Kundi, M., Neuberger, M., Puxbaum, H., Preining, O., 2004. AUPHEP—Austrian Project on Health Effects of Particulates—general overview. *Atmospheric Environment* 38, 3905–3915. doi:10.1016/j.atmosenv.2003.09.080
- Hausberger, S., Schwingshackl, M., 2011. Update der Emissionsprognose Verkehr Österreich bis 2030 (Studie erstellt im Auftrag des Klima- und Energiefonds No. Inst-03/11/ Haus Em 09/10-679). TU Graz, Graz.
- Heald, C.L., Jacob, D.J., Park, R.J., Russell, L.M., Huebert, B.J., Seinfeld, J.H., Liao, H., Weber, R.J., 2005. A large organic aerosol source in the free troposphere missing from current models. *Geophysical Research Letters* 32, n/a–n/a. doi:10.1029/2005GL023831
- Henrich, M., Haselwandter, K., 1997. Denitrification and gaseous nitrogen losses from an acid spruce forest soil. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 1529–1537. doi:10.1016/S0038-0717(97)00010-2
- Hirtl, M., Krüger, B.C., Petz, E., Flandorfer, C., 2011. Assimilation of Ground Based Ozone Measurements to Improve the Air Quality Forecasts For Austria, in: *Geophysical Research Abstracts* Vol. 13, EGU2011-5477, 2011 EGU General Assembly 2011. Presented at the EGU, Wien.
- Hitzenberger, R.M., 1993. Absorption coefficients and mass concentrations of the urban aerosol of Vienna, Austria, during the years 1985 and 1986. *Water, Air, & Soil Pollution* 71, 131–153. doi:10.1007/BF00475516
- Hitzenberger, R., Tursic, J., 2009. Particulate Matter - Properties related to Health Effects. Final Report COST633. COST, Brussels.
- Hitzenberger, R., Fohler-Norek, C., Dusek, U., Galambos, Z., Sidla, S., 1996. Comparison of recent (1994) black carbon data with those obtained in 1985 and 1986 in the urban area of Vienna, Austria: implications for future environmental policy decisions. *Science of The Total Environment* 189-190, 275–280. doi:10.1016/0048-9697(96)05219-9
- Hitzenberger, R., Berner, A., Giebl, H., Kromp, R., Larson, S.M., Rouc, A., Koch, A., Marischka, S., Puxbaum, H., 1999. Contribution of carbonaceous material to cloud condensation nuclei concentrations in European background (Mt. Sonnblick) and urban (Vienna) aerosols. *Atmospheric Environment* 33, 2647–2659. doi:10.1016/S1352-2310(98)00391-4
- Hitzenberger, R., Berner, A., Kromp, R., Kasper-Giebl, A., Limbeck, A., Tschewenka, W., Puxbaum, H., 2000a. Black carbon and other species at a high-elevation European site (Mount Sonnblick, 3106 m, Austria): Concentrations and scavenging efficiencies. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 105, 24637–24645. doi:10.1029/2000JD900349
- Hitzenberger, R., Giebl, H., Berner, A., Kromp, R., Reischl, G., Kasper-Giebl, A., Puxbaum, H., 2000b. Measurements of CCN-concentrations in the European alpine aerosol using a newly developed static thermal diffusion counter. *AIP Conference Proceedings* 534, 861–864. doi:10.1063/1.1361995
- Hitzenberger, R., Berner, A., Giebl, H., Drobisch, K., Kasper-Giebl, A., Loefflund, M., Urban, H., Puxbaum, H., 2001. Black carbon (BC) in alpine aerosols and cloud water—concentrations and scavenging efficiencies. *Atmospheric Environment* 35, 5135–5141. doi:10.1016/S1352-2310(01)00312-0
- Hitzenberger, R., Ctyroky, P., Berner, A., Turšič, J., Podkrajšek, B., Grgić, I., 2006a. Size distribution of black (BC) and total carbon (TC) in Vienna and Ljubljana. *Chemosphere* 65, 2106–2113. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.06.042
- Hitzenberger, R., Petzold, A., Bauer, H., Ctyroky, P., Pouresmaeil, P., Laskus, L., Puxbaum, H., 2006b. Intercomparison of Thermal and Optical Measurement Methods for Elemental Carbon and Black Carbon at an Urban Location. *Environ. Sci. Technol.* 40, 6377–6383. doi:10.1021/es051228v
- Hudson, J.G., 2007. Variability of the relationship between particle size and cloud-nucleating ability. *Geophysical Research Letters* 34. doi:10.1029/2006GL028850
- Iorga, G., Hitzenberger, R., Kasper-Giebl, A., Puxbaum, H., 2007. Direct radiative effect modeled for regional aerosols in central Europe including the effect of relative humidity. *Journal of Geophysical Research* 112. doi:10.1029/2005JD006828
- IPCC, 1997. Greenhouse Gas Inventory - IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. IPCC/OECD/IEA, Bracknell, UK.
- IPCC, 2001. Radiative Forcing of Climate Change., in: Ramaswamy, V., Boucher, O., Haigh, J., Hauglustaine, D., Haywood, J., Myhre, G., Nakajima, T., Shi, G.Y., Solomon, S., Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A. (Eds.), *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan.
- IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jacobson, M.Z., 2010. Short-term effects of controlling fossil-fuel soot, biofuel soot and gases, and methane on climate, Arctic ice, and air pollution health. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 115. doi:10.1029/2009JD013795
- Jankowski, N., Schmidl, C., Marr, I.L., Bauer, H., Puxbaum, H., 2008. Comparison of methods for the quantification of carbonate

- carbon in atmospheric PM10 aerosol samples. *Atmospheric Environment* 42, 8055–8064. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.06.012
- Jonas, M., Marland, G., Winiwarter, W., White, T., Nahorski, Z., Bun, R., Nilsson, S., 2010. Benefits of dealing with uncertainty in greenhouse gas inventories: introduction. *Climatic Change* 103, 3–18. doi:10.1007/s10584-010-9922-6
- Jurányi, Z., Gysel, M., Weingartner, E., Bukowiecki, N., Kammermann, L., Baltensperger, U., 2011. A 17 month climatology of the cloud condensation nuclei number concentration at the high alpine site Jungfraujoch. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 116, n/a–n/a. doi:10.1029/2010JD015199
- Kanakidou, M., Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., Barnes, I., Dentener, F.J., Facchini, M.C., Van Dingenen, R., Ervens, B., Nenes, A., Nielsen, C.J., Swietlicki, E., Putaud, J.P., Balkanski, Y., Fuzzi, S., Horth, J., Moortgat, G.K., Winterhalter, R., Myhre, C.E.L., Tsigaridis, K., Vignati, E., Stephanou, E.G., Wilson, J., 2005. Organic aerosol and global climate modelling: a review. *Atmos. Chem. Phys.* 5, 1053–1123. doi:10.5194/acp-5-1053-2005
- Kasper, A., Puxbaum, H., 1998. Seasonal variation of SO₂, HNO₃, NH₃ and selected aerosol components at Sonnblick (3106 m a.s.l.). *Atmospheric Environment* 32, 3925–3939. doi:10.1016/S1352-2310(97)00031-9
- Kasper-Giebl, A., Koch, A., Hitznerberger, R., Puxbaum, H., 2000. Scavenging Efficiency of 'Aerosol Carbon' and Sulfate in Supercooled Clouds at Mt. Sonnblick (3106 m a.s.l., Austria). *Journal of Atmospheric Chemistry* 35, 33–46. doi:10.1023/A:1006250508562
- Kelz, J., Brunner, T., Obernberger, I., 2012. Emission factors and chemical characterisation of fine particulate emissions from modern and old residential biomass heating systems determined for typical load cycles. *Environmental Sciences Europe* 24. doi:10.1186/2190-4715-24-11
- Kirkby, J., Curtius, J., Almeida, J., Dunne, E., Duplissy, J., Ehrhart, S., Franchin, A., Gagné, S., Ickes, L., Kürten, A., Kupc, A., Metzger, A., Riccobono, F., Rondo, L., Schobesberger, S., Tsagkogeorgas, G., Wimmer, D., Amorim, A., Bianchi, F., Breitenlechner, M., David, A., Dommen, J., Downard, A., Ehn, M., Flagan, R.C., Haider, S., Hansel, A., Hauser, D., Jud, W., Junninen, H., Kreissl, F., Kvashin, A., Laaksonen, A., Lehtipalo, K., Lima, J., Lovejoy, E.R., Makhmutov, V., Mathot, S., Mikkilä, J., Minginette, P., Mogo, S., Nieminen, T., Onnela, A., Pereira, P., Petäjä, T., Schnitzhofer, R., Seinfeld, J.H., Sipilä, M., Stozhkov, Y., Stratmann, F., Tomé, A., Vanhanen, J., Viisanen, Y., Virtala, A., Wagner, P.E., Walther, H., Weingartner, E., Wex, H., Winkler, P.M., Carslaw, K.S., Worsnop, D.R., Baltensperger, U., Kulmala, M., 2011. Role of sulphuric acid, ammonia and galactic cosmic rays in atmospheric aerosol nucleation. *Nature* 476, 429–433. doi:10.1038/nature10343
- Kitzler, B., Zechmeister-Boltenstein, S., Holtermann, C., Skiba, U., Butterbach-Bahl, K., 2006. Nitrogen oxides emission from two beech forests subjected to different nitrogen loads. *Biogeosciences* 3, 293–310. doi:10.5194/bg-3-293-2006
- Knörr, W., Hausberger, S., Helms, H., Lambrecht, U., Keller, M., Steven, H., 2011. Weiterentwicklung der Emissionsfaktoren für das HAndbuch der Emissionsfaktoren (HBEFA). (Endbericht Ausarbeitung im Auftrag des Umweltbundesamtes). Umweltbundesamt, Deutschland, Heidelberg, Germany.
- Kotianova, P., Puxbaum, H., Bauer, H., Caseiro, A., Marr, I., Cik, G., 2008. Temporal patterns of n-alkanes at traffic exposed and suburban sites in Vienna. *Atmospheric Environment* 42, 2993–3005. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.12.048
- Krol, M., Houweling, S., Bregman, B., van den Broek, M., Segers, A., van Velthoven, P., Peters, W., Dentener, F., Bergamaschi, P., 2005. The two-way nested global chemistry-transport zoom model TM5: algorithm and applications. *Atmos. Chem. Phys.* 5, 417–432. doi:10.5194/acp-5-417-2005
- Kunit, M., Puxbaum, H., 1996. Enzymatic determination of the cellulose content of atmospheric aerosols. *Atmospheric Environment* 30, 1233–1236. doi:10.1016/1352-2310(95)00429-7
- Leder, K., 2008. Trend und Jahresverlauf der Niederschlagsdaten in Österreich von 1983 bis 2007. Diplomarbeit an der Technischen Universität Wien (Diplomarbeit). TU Wien, Fakultät für Technische Chemie | Institut für Chemische Technologien und Analytik | E164, Wien.
- Ledermann, T., Gschwantner, T., 2006. A comparison of selected Austrian biomass equations. *Central* 123, 467–183.
- Ledermann, T., Neumann, M., 2006. Biomass equations from data of old long-term experimental plots. *Central* 123, 47–64.
- Limbeck, A., Rendl, J., Heimbürger, G., Kranabetter, A., Puxbaum, H., 2004. Seasonal variation of palladium, elemental carbon and aerosol mass concentrations in airborne particulate matter. *Atmospheric Environment* 38, 1979–1987. doi:10.1016/j.atmosenv.2003.12.029
- Limbeck, A., Handler, M., Neuberger, B., Klatzer, B., Puxbaum, H., 2005. Carbon-Specific Analysis of Humic-like Substances in Atmospheric Aerosol and Precipitation Samples. *Analytical Chemistry* 77, 7288–7293. doi:10.1021/ac050953l
- Limbeck, A., Handler, M., Puls, C., Zbiral, J., Bauer, H., Puxbaum, H., 2009. Impact of mineral components and selected trace metals on ambient PM10 concentrations. *Atmospheric Environment* 43, 530–538. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.10.012
- Loibl, W., Winiwarter, W., Kopsca, A., Züger, J., Baumann, R., 1994. Estimating the spatial distribution of ozone concentrations in complex terrain. *Atmospheric Environment* 28, 2557–2566. doi:10.1016/1352-2310(94)90430-8
- Luz, R., Zallinger, M., Hausberger, S., Hirschmann, K., Fellendorf, M., 2010. Das Modell PHEM zur Erstellung der Basis-Emissionsfaktoren im neuen HBEFA 3.1, in: *Proceedings Des 3. Freiburger Workshops Luftreinhaltung Und Modelle*. Presented at the Workshops Luftreinhaltung und Modelle, Freiburg, Germany.
- Manney, G.L., Santee, M.L., Rex, M., Livesey, N.J., Pitts, M.C., Veefkind, P., Nash, E.R., Wohltmann, I., Lehmann, R., Froidevaux, L., Poole, L.R., Schoeberl, M.R., Haffner, D.P., Davies, J., Dorokhov, V., Gernandt, H., Johnson, B., Kivi, R., Kyrö, E., Larsen, N., Levelt, P.F., Makshtas, A., McElroy, C.T., Nakajima, H., Parrondo, M.C., Tarasick, D.W., von der Gathen, P., Walker, K.A., Zinoviev, N.S., 2011. Unprecedented Arctic ozone loss in 2011 echoed in the Antarctic ozone hole. *Nature* 478, 469–475. doi:10.1038/nature10556
- Mauschitz, G., 2009. Klimarelevanz der Abfallwirtschaft IV. (Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft). Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften, Abteilung: Mechanische Verfahrenstechnik und Luftreinhalte-technik, Technische Universität Wien, Österreich.
- McFiggans, G., Artaxo, P., Baltensperger, U., Coe, H., Facchini, M.C., Feingold, G., Fuzzi, S., Gysel, M., Laaksonen, A., Lohmann, U., Mentel, T.F., Murphy, D.M., O'Dowd, C.D., Snider, J.R., Weingartner, E., 2006. The effect of physical and chemical aerosol properties on warm cloud droplet activation. *Atmos. Chem. Phys.* 6, 2593–2649. doi:10.5194/acp-6-2593-2006

- Metzger, A., Verheggen, B., Dommen, J., Duplissy, J., Prevot, A.S.H., Weingartner, E., Riipinen, I., Kulmala, M., Spracklen, D.V., Carslaw, K.S., Baltensperger, U., 2010. Evidence for the role of organics in aerosol particle formation under atmospheric conditions. *PNAS* 107, 6646–6651. doi:10.1073/pnas.0911330107
- Molitor, R., Hausberger, S., Benke, G., Lichtblau, G., Reitschuler, G., Stix, G., 2009. Abschätzung der Auswirkungen des Kraftstoffexports im Tank auf den Kraftstoffabsatz und die Entwicklung der CO₂- und Luftschadstoffemissionen in Österreich – Aktualisierung 2007 und Prognose 2030 (Bericht. Durchgeführt im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie). Wien - Graz.
- Müller, M., Graus, M., Ruuskanen, T.M., Schnitzhofer, R., Bamberger, I., Kaser, L., Titzmann, T., Hörtnagl, L., Wohlfahrt, G., Karl, T., Hansel, A., 2010. First eddy covariance flux measurements by PTR-TOF. *Atmospheric Measurement Techniques* 3, 387–395. doi:10.5194/amt-3-387-2010
- Murphy, D.M., Cziczo, D.J., Froyd, K.D., Hudson, P.K., Matthew, B.M., Middlebrook, A.M., Peltier, R.E., Sullivan, A., Thomson, D.S., Weber, R.J., 2006. Single-particle mass spectrometry of tropospheric aerosol particles. *Journal of Geophysical Research* 111. doi:10.1029/2006JD007340
- Neubauer, D., 2009. Modellierung des indirekten Strahlungseffekts des Hintergrundaerosols in Österreich (phd). uni.wien, wien.
- Norman, M., Hansel, A., Wisthaler, A., 2007. O₂⁺ as reagent ion in the PTR-MS instrument: Detection of gas-phase ammonia. *International Journal of Mass Spectrometry* 265, 382–387. doi:10.1016/j.ijms.2007.06.010
- Obermoser, M., Fellner, J., Rechberger, H., 2009. Determination of reliable CO₂ emission factors for waste-to-energy plants. *Waste Management & Research* 27, 907–913. doi:10.1177/0734242X09349763
- Offenthaler, I., Hochbichler, E., 2006. Estimation of root biomass of Austrian forest tree species. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 65–86.
- Palmethofer, J., 2012. Größenverteilungen des atmosphärischen Aerosols in Wien (dipl). Universität Wien, Wien.
- Peng, G., Puxbaum, H., Bauer, H., Jankowski, N., Shi, Y., 2010. Improved source assessment of Si, Al and related mineral components to PM10 based on a daily sampling procedure. *J Environ Sci (China)* 22, 582–588.
- Pilegaard, K., Skiba, U., Ambus, P., Beier, C., Brüggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Dick, J., Dorsey, J., Duyzer, J., Gallagher, M., Gasche, R., Horvath, L., Kitzler, B., Leip, A., Pihlatie, M.K., Rosenkranz, P., Seufert, G., Vesala, T., Westrate, H., Zechmeister-Boltenstern, S., 2006. Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O). *Biogeosciences* 3, 651–661.
- Pio, C.A., Legrand, M., Alves, C.A., Oliveira, T., Afonso, J., Caseiro, A., Puxbaum, H., Sanchez-Ochoa, A., Gelencsér, A., 2008. Chemical composition of atmospheric aerosols during the 2003 summer intense forest fire period. *Atmospheric Environment* 42, 7530–7543. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.05.032
- Pörtl, K., Zechmeister-Boltenstern, S., Wanek, W., Ambus, P., Berger, T.W., 2007. Natural 15N abundance of soil N pools and N₂O reflect the nitrogen dynamics of forest soils. *Plant Soil* 295, 79–94. doi:10.1007/s11104-007-9264-y
- Putaud, J.-P., Van Dingenen, R., Alastuey, A., Bauer, H., Birmili, W., Cyrys, J., Flentje, H., Fuzzi, S., Gehrig, R., Hansson, H.C., Harrison, R.M., Herrmann, H., Hittenberger, R., Hüglin, C., Jones, A.M., Kasper-Giebl, A., Kiss, G., Kousa, A., Kuhlbusch, T.A.J., Löschau, G., Maenhaut, W., Molnar, A., Moreno, T., Pekkanen, J., Perrino, C., Pitz, M., Puxbaum, H., Querol, X., Rodriguez, S., Salma, I., Schwarz, J., Smolik, J., Schneider, J., Spindler, G., ten Brink, H., Tursic, J., Viana, M., Wiedensohler, A., Raes, F., 2010. A European aerosol phenomenology – 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe. *Atmospheric Environment* 44, 1308–1320. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.12.011
- Puxbaum, H., Gomiscek, B., Kalina, M., Bauer, H., Salam, A., Stopper, S., Preining, O., Hauck, H., 2004. A dual site study of PM2.5 and PM10 aerosol chemistry in the larger region of Vienna, Austria. *Atmospheric Environment* 38, 3949–3958. doi:10.1016/j.atmosenv.2003.12.043
- Puxbaum, H., Caseiro, A., Sánchez-Ochoa, A., Kasper-Giebl, A., Claeys, M., Gelencsér, A., Legrand, M., Preunkert, S., Pio, C., 2007. Levoglucosan levels at background sites in Europe for assessing the impact of biomass combustion on the European aerosol background. *Journal of Geophysical Research* 112. doi:10.1029/2006JD008114
- Ravishankara, A.R., Daniel, J.S., Portmann, R.W., 2009. Nitrous Oxide (N₂O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. *Science* 326, 123–125. doi:10.1126/science.1176985
- Reddington, C.L., Carslaw, K.S., Spracklen, D.V., Frontoso, M.G., Collins, L., Merikanto, J., Minikin, A., Hamburger, T., Coe, H., Kulmala, M., Aalto, P., Flentje, H., Plass-Dülmer, C., Birmili, W., Wiedensohler, A., Wehner, B., Tuch, T., Sonntag, A., O'Dowd, C.D., Jennings, S.G., Dupuy, R., Baltensperger, U., Weingartner, E., Hansson, H.-C., Tunved, P., Laj, P., Sellegri, K., Boulon, J., Putaud, J.-P., Gruening, C., Swietlicki, E., Roldin, P., Henzing, J.S., Moerman, M., Mihalopoulos, N., Kouvarakis, G., Ždímal, V., Zíková, N., Marinoni, A., Bonasoni, P., Duchi, R., 2011. Primary versus secondary contributions to particle number concentrations in the European boundary layer. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, 12007–12036. doi:10.5194/acp-11-12007-2011
- Reisinger, P., Wonaschütz, A., Hittenberger, R., Petzold, A., Bauer, H., Jankowski, N., Puxbaum, H., Chi, X., Maenhaut, W., 2008. Intercomparison of Measurement Techniques for Black or Elemental Carbon Under Urban Background Conditions in Wintertime: Influence of Biomass Combustion. *Environmental Science & Technology* 42, 884–889. doi:10.1021/es0715041
- Richtlinie 2004/8/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die Förderung einer am Nutzwärmebedarf orientierten Kraft-Wärme-Kopplung im Energiebinnenmarkt und zur Änderung der Richtlinie 92/42/EWG, 2004. , L 52/50.
- Richtlinie 2006/40/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Emissionen aus Klimaanlagen in Kraftfahrzeugen und zur Änderung der Richtlinie 70/156/EWG des Rates (Text mit Bedeutung für den EWR), 2006. , L 161/12.
- Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG, 2009. , L 140/16.
- Russ, W., 2011. Mehr Wald in Österreich. BFW Praxisinformation 24, 3–5.
- Ruuskanen, T.M., Müller, M., Schnitzhofer, R., Karl, T., Graus, M., Bamberger, I., Hörtnagl, L., Brilli, F., Wohlfahrt, G., Hansel, A., 2011. Eddy covariance VOC emission and deposition fluxes above grassland using PTR-TOF. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, 611–625. doi:10.5194/acp-11-611-2011

- Sanchez-Ochoa, A., Kasper-Giebl, A., 2005. Backgroundmessungen Sonnblick. Erfassung von Gase, Aerosol und nasser Deposition an der Hintergrundmessstelle Sonnblick. (Endbericht im Auftrag GZ 30.995/2-VI/A/5/02 des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft und Kultur). Technische Universität Wien, Österreich.
- Sánchez-Ochoa, A., Kasper-Giebl, A., Puxbaum, H., Gelencser, A., Legrand, M., Pio, C., 2007. Concentration of atmospheric cellulose: A proxy for plant debris across a west-east transect over Europe. *Journal of Geophysical Research* 112. doi:10.1029/2006JD008180
- Schmid, H., Laskus, L., Jürgen Abraham, H., Baltensperger, U., Lavanchy, V., Bizjak, M., Burba, P., Cachier, H., Crow, D., Chow, J., Gnauk, T., Even, A., ten Brink, H., Giesen, K.-P., Hitznerberger, R., Hueglin, C., Maenhaut, W., Pio, C., Carvalho, A., Putaud, J.-P., Toom-Sauntry, D., Puxbaum, H., 2001. Results of the 'carbon conference' international aerosol carbon round robin test stage I. *Atmospheric Environment* 35, 2111–2121. doi:10.1016/S1352-2310(00)00493-3
- Schmidl, C., Bauer, H., Dattler, A., Hitznerberger, R., Weissenboeck, G., Marr, I.L., Puxbaum, H., 2008a. Chemical characterisation of particle emissions from burning leaves. *Atmospheric Environment* 42, 9070–9079. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.09.010
- Schmidl, C., Marr, I.L., Caseiro, A., Kotianová, P., Berner, A., Bauer, H., Kasper-Giebl, A., Puxbaum, H., 2008b. Chemical characterisation of fine particle emissions from wood stove combustion of common woods growing in mid-European Alpine regions. *Atmospheric Environment* 42, 126–141. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.09.028
- Schmidl, C., Luisser, M., Padouvas, E., Lasselsberger, L., Rzaca, M., Ramirez-Santa Cruz, C., Handler, M., Peng, G., Bauer, H., Puxbaum, H., 2011. Particulate and gaseous emissions from manually and automatically fired small scale combustion systems. *Atmospheric Environment* 45, 7443–7454. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.05.006
- Schwingshackl, M., Hausberger, S., 2011. Straßenverkehrsemissionen und Emissionen sonstiger mobiler Quellen Österreichs für die Jahre 1990 bis 2010. (Forschungsbericht No. FVT-80/11/Haus Em 20/11-6790). Im Auftrag des Umweltbundesamts, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, Technische Universität Graz, Graz, Österreich.
- Seibert, P., 2010. TTORCH – A New ESF Research Network for Non-CO₂ Greenhouse Gases. Klimaforschungsinitiative AustroClim. 11. Österreichischer Klimatag: Forschung zu ‚Klima im Wandel, Auswirkungen und Strategien‘ in Österreich.
- Shine, K.P., Bourqui, M.S., Forster, P.M. de F., Hare, S.H.E., Langematz, U., Braesicke, P., Grewe, V., Ponater, M., Schnadt, C., Smith, C.A., Haigh, J.D., Austin, J., Butchart, N., Shindell, D.T., Randel, W.J., Nagashima, T., Portmann, R.W., Solomon, S., Seidel, D.J., Lanzante, J., Klein, S., Ramaswamy, V., Schwarzkopf, M.D., 2003. A comparison of model-simulated trends in stratospheric temperatures. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 129, 1565–1588. doi:10.1256/qj.02.186
- Simic, S., Schmalwieser, A.W., Moshhammer, H., 2009. BOKU-Met Report 15 Gesundheitsrisiken für die österreichische Bevölkerung durch die Abnahme des stratosphärischen Ozons (Endbericht zum Projekt StartClim2007.B. Auftraggeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung; Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit; Österreichische Hagelversicherung; Verbund AHP; Bundesministerium für Gesundheit, Familie und Jugend No. BOKU-Met Report 15). Institut für Meteorologie (BOKU-Met) Department Wasser – Atmosphäre – Umwelt. Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L.D., Fagerli, H., Flechard, C.R., Hayman, G.D., Gauss, M., Jonson, J.E., Jenkin, M.E., Nyíri, A., Richter, C., Semeena, V.S., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, Á., Wind, P., 2012. The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12, 7825–7865. doi:10.5194/acp-12-7825-2012
- Statistik Austria, Energiebilanzen. [WWW Document]. Statistik Austria. URL http://www.statistik.at/web_de/statistiken/energie_und_umwelt/energie/energiebilanzen/index.html.
- Steinbrecht, W., Claude, H., Köhler, U., Galleithner, B., 2011. Wirkt ein arktisches ‚Ozonloch‘ bis in unsere Breiten? (No. 129), Ozonbulletin des DWD. Meteorologisches Observatorium Hohenpeißenberg, Hohenpeißenberg, Deutschland.
- Stohl, A., Seibert, P., Arduini, J., Eckhardt, S., Fraser, P., Grealley, B.R., Lunder, C., Maione, M., Mühle, J., O'Doherty, S., Prinn, R.G., Reimann, S., Saito, T., Schmidbauer, N., Simmonds, P.G., Vollmer, M.K., Weiss, R.F., Yokouchi, Y., 2009. An analytical inversion method for determining regional and global emissions of greenhouse gases: Sensitivity studies and application to halocarbons. *Atmos. Chem. Phys.* 9, 1597–1620. doi:10.5194/acp-9-1597-2009
- Tolk, L.F., Dolman, A.J., Meesters, A.G.C.A., Peters, W., 2011. A comparison of different inverse carbon flux estimation approaches for application on a regional domain. *Atmos. Chem. Phys.* 11, 10349–10365. doi:10.5194/acp-11-10349-2011
- Tuomi, M., Thum, T., Järvinen, H., Fronzek, S., Berg, B., Harmon, M., Trofymow, J.A., Sevanto, S., Liski, J., 2009. Leaf litter decomposition—Estimates of global variability based on Yasso07 model. *Ecological Modelling* 220, 3362–3371. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.05.016
- Umweltbundesamt, Weiss, P., Schieler, K., Schadauer, K., Radunsky, K., Englisch, M., 2000. Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll, Monographien M106. Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Umweltbundesamt, Pazdernik, K., Anderl, M., Freudenschuß, A., Friedrich, A., Köther, T., Kriech, M., Kuschel, V., Muik, B., Poupá, S., Schodl, B., Stranner, G., Schwaiger, E., Seuss, K., Weiss, P., Wieser, M., Zethner, G., 2010. Austria's National Inventory Report 2010. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. (No. R-0265). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Umweltbundesamt, Krutzler, T., Böhmer, S., Gössl, M., Lichtblau, G., Schindler, I., Storch, A., Stranner, G., Wiesenberger, H., Zechmeister, A., 2011a. Energiewirtschaftliche Inputdaten und Szenarien als Grundlage für die Klimastrategie 2020 und den Monitoring Mechanism 2011: Synthesbericht 2011 (No. R-0333). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Umweltbundesamt, Anderl, M., Gangl, M., Ibesich, N., Pazdernik, K., Poupá, S., Purzner, M., Zechmeister, A., 2011b. Bundesländer Luftschadstoff-Inventur 1990-2009. Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten auf Grundlage von EU-Berichtspflichten (No. R-352). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Umweltbundesamt, Pazdernik, K., Anderl, M., Freudenschuß, A., Haider, S., Köther, T., Lampert, C., Poupá, S., Purzner, M., 2012a. Austria's Annual Greenhouse Gas Inventory 1990-2010.

- Submission under Decision 280/2004/EC (No. R-0361). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Umweltbundesamt, Köther, T., Anderl, M., Haider, S., Jobstmann, H., Pazdernik, K., Perl, D., Poupa, S., Purzner, M., Schodl, B., Sporer, M., Stranner, G., Wieser, M., Zechmeister, A., 2012b. Austria's Informative Inventory Report (IIR) 2012. Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. (No. R-0380). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Umweltbundesamt, Pazdernik, K., Anderl, M., Freudenschuß, A., Friedrich, A., Haider, S., Jobstmann, H., Köther, T., Kriech, M., Kuschel, V., Lampert, C., Poupa, S., Purzner, M., Sporer, M., Schodl, B., Stranner, G., Schwaiger, E., Seuss, K., Weiss, P., Wieser, M., Zechmeister, A., Zether, G., 2012c. Austria's National Inventory Report 2012. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. (No. R-0381). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Umweltbundesamt, Anderl, M., Gangl, M., Jobstmann, H., Kappel, E., Köther, T., Mandl, N., Nagl, C., Pazdernik, K., Perl, S., Poupa, S., Schodl, B., Zechmeister, A., 2012d. Emissionstrends 1990–2010. Ein Überblick über die Verursacher von Luftschadstoffen in Österreich. (No. T-0393). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Umweltbundesamt, Anderl, M., Gangl, M., Haider, S., Ibesich, N., Pazdernik, K., Poupa, S., Schenk, C., Zechmeister, A., 2012e. Bundesländer Luftschadstoff-Inventur 1990–2010. Regionalisierung der nationalen Emissionsdaten auf Grundlage von EU-Berichtspflichten. (No. R-0400). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Umweltbundesamt, Spangl, W., Nagl, C., 2013. Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2012 (No. R-0421). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Umweltbundesamt, Anderl, M., Freudenschuß, A., Haider, S., Jobstmann, H., Köther, T., Lampert, C., Pazdernik, K., Pinterits, M., Poupa, S., Moosmann, L., Schmid, C., Schwaiger, E., Schwarzl, B., Stranner, G., Weiss, P., Zechmeister, A., 2014. Austria's Annual Greenhouse Gas Inventory 1990–2012. (No. R-0452). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Villani, M.G., Bergamaschi, P., Krol, M., Meirink, J.F., Dentener, F., 2010. Inverse modeling of European CH₄ emissions: sensitivity to the observational network. *Atmos. Chem. Phys.* 10, 1249–1267. doi:10.5194/acp-10-1249-2010
- Volkamer, R., Jimenez, J.L., San Martini, F., Dzepina, K., Zhang, Q., Salcedo, D., Molina, L.T., Worsnop, D.R., Molina, M.J., 2006. Secondary organic aerosol formation from anthropogenic air pollution: Rapid and higher than expected. *Geophysical Research Letters* 33. doi:10.1029/2006GL026899
- Wara, M., 2007. Is the global carbon market working? *Nature* 445, 595–596. doi:10.1038/445595a
- Welti, N., Bondar-Kunze, E., Singer, G., Tritthart, M., Zechmeister-Boltenstern, S., Hein, T., Pinay, G., 2012. Large-scale controls on potential respiration and denitrification in riverine floodplains. *Ecological Engineering* 42, 73–84. doi:10.1016/j.ecoleng.2012.02.005
- Winiwarter, W., 2007. National Greenhouse Gas Inventories: Understanding Uncertainties versus Potential for Improving Reliability. *Water Air and Soil Pollution* 7, 443–450. doi:10.1007/s11267-006-9117-3
- Winiwarter, W., 2008. Quantifying Uncertainties of the Austrian Greenhouse Gas Inventory (Final report to project Nr. 1.S2.00116.0.0 contracted by Umweltbundesamt No. ARC_sys-0154), systems research. Austrian Research Center.
- Winiwarter, W., Muik, B., 2010. Statistical dependence in input data of national greenhouse gas inventories: effects on the overall inventory uncertainty. *Climatic Change* 103, 19–36. doi:10.1007/s10584-010-9921-7
- Winiwarter, W., Rypdal, K., 2001. Assessing the uncertainty associated with national greenhouse gas emission inventories: Atmospheric Environment 35, 5425–5440. doi:10.1016/S1352-2310(01)00171-6
- Winiwarter, W., Ulbert G., Puxbaum, H., 2001a. A Simple Box Model to Simulate Local Formation of Secondary Organic Aerosol., in: Abstracts of the European Aerosol Conference. Presented at the European Aerosol Conference, Journal of Aerosol Sciences, Leipzig, pp. S757–S758.
- Winiwarter, W., Trenker, C., Höflinger, W., 2001b. Österreichische Emissionsinventur für Staub. Report ARC--S-0151 im Auftrag des Umweltbundesamtes, ARC Seibersdorf research.
- Winiwarter, W., Schmidt-Stejskal, H., Windsperger, A., 2007. Aktualisierung und methodische Verbesserung der österreichischen Luftschadstoffinventur für Schwebstaub. Report ARC--sys-0149, Austrian Research Centers, Vienna, Austria.
- WMO, 2007. Scientific assessment of ozone depletion: 2006. World Meteorological Organisation, Global Ozone Research and Monitoring Project--Report 50.
- WMO, 2011. Scientific assessment of ozone depletion: 2010. World Meteorological Organization, Geneva.
- Wonaschütz, A., Hitzberger, R., Bauer, H., Pouresmaeil, P., Klatzer, B., Caseiro, A., Puxbaum, H., 2009. Application of the Integrating Sphere Method to Separate the Contributions of Brown and Black Carbon in Atmospheric Aerosols. *Environmental Science & Technology* 43, 1141–1146. doi:10.1021/es8008503
- Zellner, R., Gesellschaft Deutscher Chemiker, 2011. Chemie über den Wolken: ... und darunter. Wiley-VCH, Weinheim.
- Zhang, Q., Jimenez, J.L., Canagaratna, M.R., Allan, J.D., Coe, H., Ulbrich, I., Alfarra, M.R., Takami, A., Middlebrook, A.M., Sun, Y.L., Dzepina, K., Dunlea, E., Docherty, K., DeCarlo, P.F., Salcedo, D., Onasch, T., Jayne, J.T., Miyoshi, T., Shimojo, A., Hatakeyama, S., Takegawa, N., Kondo, Y., Schneider, J., Drewnick, F., Borrmann, S., Weimer, S., Demerjian, K., Williams, P., Bower, K., Bahreini, R., Cottrell, L., Griffin, R.J., Rautiainen, J., Sun, J.Y., Zhang, Y.M., Worsnop, D.R., 2007. Ubiquity and dominance of oxygenated species in organic aerosols in anthropogenically-influenced Northern Hemisphere midlatitudes. *Geophysical Research Letters* 34. doi:10.1029/2007GL029979
- Zhang, Q., Streets, D.G., Carmichael, G.R., He, K.B., Huo, H., Kannari, A., Klimont, Z., Park, I.S., Reddy, S., Fu, J.S., Chen, D., Duan, L., Lei, Y., Wang, L.T., Yao, Z.L., 2009. Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission. *Atmos. Chem. Phys.* 9, 5131–5153. doi:10.5194/acp-9-5131-2009

2.7 Anhang

2.7 Annex

Tabelle 2.A1 Offiziell berichtete Emissionen der Summe aller THG Österreichs (Umweltbundesamt, 2012c)
Table 2.A1 Total Austrian greenhouse gas emissions as officially reported by Umweltbundesamt (2012c)

THG-Emissionen/Senken, nach Quell- und Senkengruppen	Basisjahr (1990)	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Änderung (letztes Jahr zu Basisjahr)
	(Gg CO ₂ -Äq.)	(Gg CO ₂ -Äq.)	(Gg CO ₂ -Äq.)	(Gg CO ₂ -Äq.)	(Gg CO ₂ -Äq.)	(Gg CO ₂ -Äq.)	(Gg CO ₂ -Äq.)	(Gg CO ₂ -Äq.)	(Gg CO ₂ -Äq.)	%
1. Energie	55 397	57 670	59 251	72 113	68 944	65 846	65 000	60 220	64 328	16,12
1.A. Verbrennung von Brennstoffen	55 086	57 317	58 873	71 672	68 466	65 354	64 532	59 681	63 811	15,84
1.A.1. Energiewirtschaft	13 842	12 971	12 275	16 359	15 254	13 943	13 736	12 858	14 293	3,26
1.A.2. Verarbeitendes Gewerbe	12 774	13 595	14 003	16 526	16 265	16 102	16 104	14 701	15 618	22,27
1.A.3. Transport (Verkehr)	14 030	16 013	18 970	25 040	23 737	23 892	22 604	21 806	22 452	60,03
1.A.4. Sonstige (Haushalte, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Land-, Forstwirtschaft und Fischerei)	14 405	14 705	13 583	13 703	13 165	11 371	12 041	10 269	11 401	-20,85
1.A.5. Andere Bereiche	36	33	42	45	45	46	46	47	47	31,79
1.B. Diffuse Emissionen aus Brennstoffen	311	353	378	441	478	491	469	539	516	66,20
2. Industrieprozesse	10 108	9 897	10 325	10 623	10 984	11 460	11 911	9 675	10 680	5,66
3. Lösemittel und andere Produktverwendung	512	422	425	387	415	388	367	299	327	-36,09
4. Landwirtschaft	8 558	8 721	7 911	7 412	7 447	7 512	7 647	7 632	7 453	-12,92
5. Landnutzung, Landnutzungsänderung & Forstwirtschaft	-10 023	-11 597	-15 036	-7 395	-1 583	-519	385	-3 644	-3 611	-63,97
6. Abfall	3 587	3 096	2 558	2 345	2 269	2 159	2 030	1 913	1 806	-49,65
7. Sonstige	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
Gesamte Emissionen mit Nettoemissionen von LULUCF	68 140	68 209	65 434	85 484	88 476	86 847	87 341	76 095	80 983	18,85
Gesamte Emissionen ohne Nettoemissionen von LULUCF	78 162	79 806	80 470	92 880	90 059	87 366	86 956	79 739	84 594	8,23

Tabelle 2.A2 Offiziell berichtete CO₂-Emissionen Österreichs (Umweltbundesamt, 2012c)
 Table 2.A2 Austrian emissions of CO₂ as officially reported by Umweltbundesamt (2012c)

THG-Emissionen/Senken, nach Quell- und Senkengruppen	Basisjahr (1990)	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Änderung (letztes Jahr zu Basisjahr)
		(Gg CO ₂)	(Gg CO ₂)	(Gg CO ₂)	(Gg CO ₂)	(Gg CO ₂)	(Gg CO ₂)	(Gg CO ₂)	(Gg CO ₂)	
1. Energie	54 171,69	56 355,12	57 991,22	70 792,85	67 660,35	64 582,13	63 752,74	59 016,72	63 088,31	16,46
1.A. Verbrennung von Brennstoffen	54 069,60	56 227,97	57 826,57	70 587,69	67 428,20	64 344,97	63 540,58	58 751,56	62 851,15	16,24
1.A.1. Energiewirtschaft	13 792,28	12 918,64	12 221,05	16 274,46	15 159,58	13 842,49	13 627,84	12 751,75	14 173,77	2,77
1.A.2. Verarbeitendes Gewerbe	12 685,28	13 487,03	13 860,68	16 367,95	16 100,60	15 931,88	15 932,80	14 538,21	15 455,70	21,84
1.A.3. Transport (Verkehr)	13 772,38	15 677,97	18 625,31	24 676,51	23 401,42	23 576,57	22 323,08	21 544,80	22 205,42	61,23
1.A.4. Sonstige (Haushalte, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Land-, Forstwirtschaft und Fischerei)	13 784,66	14 111,77	13 078,73	13 225,20	12 722,54	10 949,42	11 611,69	9 871,11	10 969,98	-20,42
1.A.5. Andere Bereiche	35,01	32,56	40,80	43,56	44,06	44,61	45,17	45,70	46,27	32,19
1.B. Diffuse Emissionen aus Brennstoffen	102,09	127,15	164,65	205,15	232,16	237,16	212,16	265,16	237,17	132,31
2. Industrieprozesse	7 581,71	7 387,93	7 776,11	8 705,79	9 111,29	9 544,40	9 952,02	8 051,45	9 023,24	19,01
3. Lösemittel und andere Produktverwendung	279,30	189,95	192,62	212,99	250,73	228,07	210,69	153,46	176,89	-36,67
4. Landwirtschaft										
5. Landnutzung, Landnutzungsänderung & Forstwirtschaft	-10 064,17	-11 636,65	-15 072,78	-7 431,49	-1 621,88	-561,49	337,25	-3 693,53	-3 660,75	-63,63
6. Abfall	26,89	10,97	12,26	12,26	10,15	8,12	6,09	4,06	2,03	-92,45
7. Sonstige	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
Gesamte Emissionen mit Nettoemissionen von LULUCF	51 995,41	52 307,32	50 899,43	72 292,40	75 410,65	73 801,23	74 258,78	63 532,16	68 629,72	31,99
Gesamte Emissionen ohne Nettoemissionen von LULUCF	62 059,59	63 943,97	65 972,21	79 723,89	77 032,53	74 362,72	73 921,54	67 225,70	72 290,47	16,49

Tabelle 2.A3 Offiziell berichtete CH₄-Emissionen Österreichs (Umweltbundesamt, 2012c)
Table 2.A3 Austrian emissions of CH₄ as officially reported by Umweltbundesamt (2012c)

THG-Emissionen/Senken, nach Quell- und Senkengruppen	Basisjahr (1990)	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Änderung (letztes Jahr zu Basisjahr)
	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	%
1. Energie	669,86	653,90	529,23	509,57	496,55	491,49	496,24	499,76	527,61	-21,24
1.A. Verbrennung von Brennstoffen	461,35	428,23	316,10	273,97	251,03	237,52	239,48	226,09	248,58	-46,12
1.A.1. Energiewirtschaft	3,38	3,28	3,38	5,24	6,17	6,23	6,56	7,20	7,80	130,56
1.A.2. Verarbeitendes Gewerbe	7,12	8,32	9,27	12,83	13,05	13,01	13,75	13,43	14,24	99,81
1.A.3. Transport (Verkehr)	64,48	64,74	40,27	28,03	24,30	21,37	18,03	16,20	15,06	-76,65
1.A.4. Sonstige (Haushalte, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Land-, Forstwirtschaft und Fischerei)	386,33	351,86	263,15	227,84	207,48	196,87	201,10	189,23	211,45	-45,27
1.A.5. Andere Bereiche	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	26,94
1.B. Diffuse Emissionen aus Brennstoffen	208,51	225,67	213,13	235,60	245,52	253,97	256,76	273,67	279,03	33,82
2. Industrieprozesse	14,83	14,41	14,67	15,79	19,33	19,05	18,63	17,75	18,25	23,04
3. Lösemittel und andere Produktverwendung										
4. Landwirtschaft	4192,85	4033,82	3793,41	3574,66	3560,70	3575,16	3560,50	3607,25	3597,84	-14,19
5. Landnutzung, Landnutzungsänderung & Forstwirtschaft	0,58	0,09	0,12	0,09	0,22	0,11	0,15	0,16	0,14	-75,50
6. Abfall	3427,11	2916,05	2288,40	1994,51	1901,61	1786,63	1656,09	1538,58	1430,81	-58,25
7. Sonstige	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
Gesamte Emissionen mit Nettoemissionen von LULUCF	8305,24	7618,27	6625,83	6094,62	5978,40	5872,44	5731,60	5663,51	5574,65	-32,88
Gesamte Emissionen ohne Nettoemissionen von LULUCF	8304,66	7618,18	6625,71	6094,53	5978,19	5872,33	5731,45	5663,35	5574,51	-32,87

Tabelle 2.A4 Offiziell berichtete N₂O-Emissionen Österreichs (Umweltbundesamt, 2012c)
 Table 2.A4 Austrian emissions of N₂O as officially reported by Umweltbundesamt (2012c)

	Basisjahr (1990)	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Änderung (letztes Jahr zu Basisjahr)
THG-Emissionen/Senken, nach Quell- und Senkengruppen	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	%
1. Energie	555,34	660,84	730,33	810,44	787,02	771,93	751,46	703,37	711,74	28,16
1.A. Verbrennung von Brennstoffen	555,34	660,84	730,33	810,44	787,02	771,93	751,46	703,37	711,74	28,16
1.A.1. Energiewirtschaft	46,10	48,90	51,01	78,93	88,50	94,40	101,22	98,78	111,38	141,62
1.A.2. Verarbeitendes Gewerbe	81,13	99,21	132,67	145,18	151,62	157,50	157,95	149,49	148,42	82,93
1.A.3. Transport (Verkehr)	193,25	270,56	304,55	335,43	310,82	294,36	263,24	244,96	231,26	19,67
1.A.4. Sonstige (Haushalte, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Land-, Forstwirtschaft und Fischerei)	233,98	241,34	241,10	249,86	235,07	224,67	228,07	209,15	219,67	-6,12
1.A.5. Andere Bereiche	0,87	0,84	1,01	1,02	1,01	1,00	0,99	1,00	1,01	15,95
1.B. Diffuse Emissionen aus Brennstoffen	IE,NA	IE,NA	IE,NA	IE,NA	IE,NA	IE,NA	IE,NA	IE,NA	IE,NA	
2. Industrieprozesse	912,02	857,20	951,62	274,16	280,12	270,01	325,81	165,39	63,49	-93,04
3. Lösemittel und andere Produktverwendung	232,50	232,50	232,50	173,60	164,30	160,27	156,55	145,70	150,23	-35,39
4. Landwirtschaft	4365,12	4686,84	4117,52	3837,46	3886,43	3937,28	4086,65	4024,38	3854,80	-11,69
5. Landnutzung, Landnutzungsänderung & Forstwirtschaft	41,03	39,16	36,80	35,96	38,58	42,81	47,62	48,90	49,89	21,58
6. Abfall	133,28	169,44	257,51	337,92	357,05	364,55	367,72	370,67	373,21	180,02
7. Sonstige	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	
Gesamte Emissionen mit Nettoemissionen von LULUCF	6239,28	6645,98	6326,28	5469,55	5513,49	5546,85	5735,82	5458,40	5203,35	-16,60
Gesamte Emissionen ohne Nettoemissionen von LULUCF	6198,25	6606,82	6289,48	5433,59	5474,91	5504,04	5688,19	5409,51	5153,46	-16,86

Tabelle 2.A5 Offiziell berichtete Emissionen der fluorierten Gase in Österreich (Umweltbundesamt, 2012c)
Table 2.A5 Austrian emissions of fluorinated gases as officially reported by Umweltbundesamt (2012c)

	Basisjahr (1990)	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Änderung (letztes Jahr zu Basisjahr)
THG-Emissionen/Senken, nach Quell- und Senkengruppen	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	%
Emissionen von HFCs	26,32	411,88	901,85	986,36	962,57	1 061,91	1 057,99	1 056,61	1 160,63	4 309,55
Emissionen von PFCs	1 079,24	71,27	84,79	133,82	145,72	190,12	173,53	35,05	69,85	-93,53
Emissionen von SF ₆	494,28	1.154,06	595,54	507,33	465,15	374,54	382,84	349,14	345,01	-30,20
Gesamtemissionen von F-Gasen	1 599,84	1 637,21	1 582,18	1 627,51	1 573,44	1 626,57	1 614,35	1 440,80	1 575,49	-1,52

Tabelle 2.A6 Aufteilung der österreichischen THG Emissionen nach Bundesländer n(Quelle: Umweltbundesamt, 2012e)
Table 2.A6 Austrian greenhouse gas emissions – shares by province (Umweltbundesamt, 2012e)

EMISSIONEN (ohne Sektor LULUCF) in %						
2010	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	F-Gase	Summe	
Österreich	100	100	100	100	100	100
Burgenland	2	2	5	3	2	
Kärnten	5	9	7	14	5	
Niederösterreich	24	24	30	18	24	
Oberösterreich	28	24	25	15	27	
Salzburg	5	7	6	6	5	
Steiermark	15	18	16	14	15	
Tirol	7	10	6	8	7	
Vorarlberg	2	3	2	4	2	
Wien	13	2	3	19	12	

Tabelle 2.A7 Österreichische THG Emissionen pro Kopf nach Bundesländern (Quelle: Umweltbundesamt, 2012e, Bevölkerungszahl nach Statistik Austria)

Table 2.A7 Austrian per-capita greenhouse gas emissions by province (Umweltbundesamt, 2012e; population from Statistics Austria)

EMISSIONEN PRO KOPF (ohne Sektor LULUCF) in Tonnen CO ₂ -Äq.					
2010	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	F-Gase	Summe
Österreich	8,63	0,67	0,62	0,19	10,10
Burgenland	4,93	0,49	0,87	0,17	6,46
Kärnten	6,32	0,85	0,65	0,40	8,23
Niederösterreich	10,73	0,84	0,98	0,17	12,72
Oberösterreich	14,41	0,95	0,90	0,17	16,43
Salzburg	6,20	0,75	0,54	0,17	7,66
Steiermark	9,05	0,84	0,67	0,18	10,74
Tirol	6,66	0,79	0,46	0,17	8,08
Vorarlberg	4,34	0,50	0,31	0,17	5,32
Wien	5,44	0,06	0,10	0,17	5,77

Tabelle 2.A8 Offiziell berichtete Zeitreihen von Emissionen aller THG mit Nettoemissionen von LULUCF in unterschiedlichen Weltregionen (http://unfccc.int/ghg_data/ghg_data_unfccc/time_series_annex_i/items/3814.php)Table 2.A8 Time series of total greenhouse gas emissions including LULUCF in different countries/regions (<http://unfccc.int>)

	Basisjahr (1990)	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Änderung (letztes Jahr zu Basisjahr) %
		(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	(Gg CO ₂ - Äq.)	
Österreich	68 140	68 209	65 434	85 484	88 476	86 847	87 341	76 095	80 983	18,8
Europäische Union (15)	4 082 877	3 963 894	3 941 288	4 007 914	3 948 768	3 911 824	3 813 125	3 521 123	3 619 627	-11,3
Europäische Union (27)	5 297 109	4 912 597	4 780 386	4 848 362	4 812 225	4 780 501	4 652 647	4 268 118	4 409 255	-16,8
Russische Föderation	3 428 751	1 965 908	1 575 148	1 577 307	1 648 903	1 622 226	1 630 910	1 459 840	1 549 281	-54,8
Schweiz	49 210	46 637	52 137	52 539	53 429	51 266	53 031	51 362	53 367	8,4
Vereinigte Staaten	5 293 369	5 727 304	6 424 130	6 118 282	6 048 940	6 144 525	5 960 866	5 545 717	5 747 137	8,6

Tabelle 2.A9 Ländervergleich der CO₂-Emissionen pro Kopf (www.unfccc.int; Chen und Zhang, 2010)Table 2.A9 Per-capita emissions of CO₂ in different countries by source sector (www.unfccc.int, Chen and Zhang, 2010)

CO ₂ , 2010	Österreich (kg/Kopf)	EU 27 (kg/Kopf)	USA (kg/Kopf)	Russ. Föderation (kg/Kopf)	Schweiz (kg/Kopf)	China (2007) (kg/Kopf)
THG-Emissionen/Senken, nach Quell- und Senkengruppen						
1. Energie	7 532,7	7 287,2	17 774,9	10 181,8	5 577,6	3 547,0
1.A. Verbrennung von Brennstoffen	7 504,4	7 247,4	17 670,5	9 947,4	5 568,1	
1.A.1. Energiewirtschaft	1 692,3	2 817,5	7 261,5	6 267,3	525,1	
1.A.2. Verarbeitendes Gewerbe	1 845,4	1 151,5	2 487,8	970,8	763,3	
1.A.3. Transport (Verkehr)	2 651,3	1 833,2	5 520,6	1 577,8	2 089,1	
1.A.4. Sonstige (Haushalte, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Land-, Forstwirtschaft und Fischerei)	1 309,8	1 427,1	1 805,4	948,9	2 175,3	
1.A.5. Andere Bereiche	5,5	18,2	595,3	182,6	15,4	
1.B. Diffuse Emissionen aus Brennstoffen	28,3	39,7	104,4	234,4	9,5	
2. Industrieprozesse	1 077,4	458,3	446,9	1 080,4	302,5	1 248,3
3. Lösemittel und andere Produktverwendung	21,1	14,3			20,2	
4. Landwirtschaft						
5. Landnutzung, Landnutzungsänderung & Forstwirtschaft	-437,1	-638,1	-3 408,3	-4736,7	-113,7	
6. Abfall	0,2	5,4			1,4	
Gesamte Emissionen mit Nettoemissionen von 5	8 194,3	7 127,1	14 813,5	6 525,6	5 789,7	
Gesamte Emissionen ohne Nettoemissionen von 5	8 631,4	7 765,3	18 221,8	11 262,3	5 903,4	4 795,3

Tabelle 2.A10 Ländervergleich der CH₄-Emissionen pro Kopf in CO₂-Äquivalent (www.unfccc.int; Chen und Zhang, 2010)Table 2.A10 Per-capita emissions of CH₄ in different countries by source sector listed as CO₂-equivalent (www.unfccc.int; Chen and Zhang, 2010)

CH ₄ , 2010	Österreich (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	EU 27 (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	USA (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	Russ. Föderation (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	Schweiz (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	China (2007) (kg CO ₂ - Äq./Kopf)
THG-Emissionen/Senken, nach Quell- und Senkengruppen						
1. Energie	63,0	152,2	1062,9	2624,1	34,9	311,3
1.A. Verbrennung von Brennstoffen	29,7	40,2	26,3	23,9	12,5	1,3
1.A.1. Energiewirtschaft	0,9	6,0	1,5	3,1	0,4	
1.A.2. Verarbeitendes Gewerbe	1,7	3,5	5,4	2,7	1,1	
1.A.3. Transport (Verkehr)	1,8	3,2	5,0	4,8	3,1	
1.A.4. Sonstige (Haushalte, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Land-, Forstwirtschaft und Fischerei)	25,2	27,5	14,3	8,6	7,9	
1.A.5. Andere Bereiche	0,0	0,1	0,2	4,6	0,0	
1.B. Diffuse Emissionen aus Brennstoffen	33,3	112,0	1036,5	2600,2	22,3	310,0
2. Industrieprozesse	2,2	2,3	4,6	4,7	1,1	
3. Lösemittel und andere Produktverwendung						
4. Landwirtschaft	429,6	396,3	646,6	311,7	410,1	290,6
5. Landnutzung, Landnutzungsänderung & Forstwirtschaft	0,0	9,3	15,5	75,0	0,0	
6. Abfall	170,8	248,8	402,2	482,4	43,9	22,1
Gesamte Emissionen mit Nettoemissionen von 5	665,6	808,9	2131,8	3498,0	490,1	
Gesamte Emissionen ohne Nettoemissionen von 5	665,6	799,6	2116,3	3422,9	490,1	624,0

Tabelle 2.A11 Ländervergleich der N₂O-Emissionen pro Kopf in CO₂-Äquivalent (www.unfccc.int; Chen und Zhang, 2010)
Table 2.A11 Per-capita emissions of N₂O in different countries by source sector listed as CO₂-equivalent (www.unfccc.int, Chen and Zhang, 2010)

N ₂ O, 2010	Österreich (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	EU 27 (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	USA (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	Russ. Föderation (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	Schweiz (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	China (2007) (kg CO ₂ - Äq./Kopf)
THG-Emissionen/Senken, nach Quell- und Senkengruppen						
1. Energie	85,0	69,8	139,3	47,7	41,3	16,0
1.A. Verbrennung von Brennstoffen	85,0	69,6	139,3	46,9	41,2	16,0
1.A.1. Energiewirtschaft	13,3	20,8	60,2	13,3	12,7	
1.A.2. Verarbeitendes Gewerbe	17,7	12,1	13,9	4,1	4,3	
1.A.3. Transport (Verkehr)	27,6	21,0	60,3	26,6	17,3	
1.A.4. Sonstige (Haushalte, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Land-, Forstwirtschaft und Fischerei)	26,2	14,9	4,0	1,7	6,8	
1.A.5. Andere Bereiche	0,1	0,8	0,9	1,2	0,2	
1.B. Diffuse Emissionen aus Brennstoffen		0,2		0,8	0,1	
2. Industrieprozesse	7,6	35,8	62,5	32,1	7,7	17,3
3. Lösemittel und andere Produktverwendung	17,9	8,9	14,0	4,0	7,4	
4. Landwirtschaft	460,3	524,8	723,6	656,5	320,5	143,1
5. Landnutzung, Landnutzungsänderung & Forstwirtschaft	6,0	7,0	18,3	64,2	0,6	
6. Abfall	44,6	28,2	21,7	29,8	33,3	
Gesamte Emissionen mit Nettoemissionen von 5	621,3	674,5	979,5	834,3	412,5	
Gesamte Emissionen ohne Nettoemissionen von 5	615,3	667,5	961,2	770,1	411,9	176,4

Tabelle 2.A12 Ländervergleich der gesamten THG-Emissionen pro Kopf (inkl. F-Gase) in CO₂-Äquivalent (www.unfccc.int; Chen und Zhang, 2010)

Table 2.A12 Per-capita emissions of total greenhouse gas emissions including fluorinated gases in different countries by source sector listed as CO₂-equivalent (www.unfccc.int; Chen and Zhang, 2010)

THG-Summen, 2010	Österreich (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	EU 27 (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	USA (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	Russ. Föderation (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	Schweiz (kg CO ₂ - Äq./Kopf)	China (2007) (kg CO ₂ - Äq./Kopf)
THG-Emissionen/Senken, nach Quell- und Senkengruppen						
1. Energie	7 681	7 509	18 977	12 854	5 654	3 874
1.A. Verbrennung von Brennstoffen	7 619	7 357	17 836	10 018	5 622	17
1.A.1. Energiewirtschaft	1 707	2 844	7 323	6 284	538	
1.A.2. Verarbeitendes Gewerbe	1 865	1 167	2 507	978	769	
1.A.3. Transport (Verkehr)	2 681	1 857	5 586	1 609	2 110	
1.A.4. Sonstige (Haushalte, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Land-, Forstwirtschaft und Fischerei)	1 361	1 469	1 824	959	2 190	
1.A.5. Andere Bereiche	6	19	596	188	16	
1.B. Diffuse Emissionen aus Brennstoffen	62	152	1 141	2 836	32	310
2. Industrieprozesse	1 275	685	970	1 218	474	1 266
3. Lösemittel und andere Produktverwendung	39	23	14	4	28	
4. Landwirtschaft	890	921	1 370	968	731	434
5. Landnutzung, Landnutzungsänderung & Forstwirtschaft	-431	-622	-3 374	-4 597	-113	
6. Abfall	216	282	424	512	79	22
Gesamte Emissionen mit Nettoemissionen von 5	9 669	8 799	18 381	10 958	6 855	
Gesamte Emissionen ohne Nettoemissionen von 5	10 100	9 421	21 756	15 556	6 968	5 596
davon: Emissionen der F-Gase (Industrieprozesse)	188	188	456	101	162	

Tabelle 2.A13 Zusammenfassung Literaturdaten zu Rußemissionen aus Kleinfeuerungen (Quelle: siehe Tabelle)

Table 2.A13 Measured emission factors of elemental carbon from small combustion sources (source: see table)

	Feuerung / Art der Verbrennung	Brennstoffzufuhr	Brennstoff	Betriebsart	Fraktion	EC [% von PM]	EC [mg/MJ fuel]	EC Analyse
Schmidl et al., 2008a	Kachelofen	man	SH Buche	Feldtest	PM10	19	-	T
	Kachelofen	man	SH Eiche	Feldtest	PM10	15	-	T
	Kachelofen	man	SH Fichte	Feldtest	PM10	21	-	T
	Kachelofen	man	SH Lärche	Feldtest	PM10	10	-	T
	Kachelofen	man	BR Weichholz	Feldtest	PM10	31	-	T
Schmidl et al., 2008b	Offen	man	Laub	Feldtest	PM10	3	-	T
						6	-	TLT
						ND	-	IS
	Offen	man	Laub	Feldtest	PM10	2	-	T
						11	-	TLT
Schmidl et al., 2011						ND	-	IS
	PE-Ofen 6kW	auto	PE Holz	Labor Start	PM10	16	1,3	TLT
	PE-Ofen 6kW	auto	PE Holz	Labor Nennlast	PM10	14	1,1	TLT
	PE-Ofen 6kW	auto	PE Holz	Labor Teillast	PM10	14	0,4	TLT
	PE/HG Kessel 40kW	auto	HG Weichholz	Labor Start	PM10	23	6,5	TLT
	PE/HG Kessel 40kW	auto	HG Weichholz	Labor Nennlast	PM10	0,5	0,1	TLT
	PE/HG Kessel 40kW	auto	HG Weichholz	Labor Teillast	PM10	33	5,8	TLT
	PE/HG Kessel 40kW	auto	PE Energiekorn	Labor Start	PM10	18	20	TLT
	PE/HG Kessel 40kW	auto	PE Energiekorn	Labor Nennlast	PM10	0,5	0,5	TLT
	PE/HG Kessel 40kW	auto	PE Energiekorn	Labor Teillast	PM10	17	22	TLT
	PE/HG Kessel 40kW	auto	PE Miscanthus	Labor Start	PM10	45	10	TLT
	PE/HG Kessel 40kW	auto	PE Miscanthus	Labor Nennlast	PM10	1,0	0,1	TLT
	PE/HG Kessel 40kW	auto	PE Miscanthus	Labor Teillast	PM10	43	6,3	TLT
	PE/HG Kessel 40kW	auto	PE Holz	Labor Start	PM10	25	8,3	TLT
	PE/HG Kessel 40kW	auto	PE Holz	Labor Nennlast	PM10	0,2	0,0	TLT
	PE/HG Kessel 40kW	auto	PE Holz	Labor Teillast	PM10	55	11	TLT
	SH Ofen 6,5kW	man	BR Weichholz	Labor praxisnah	PM10	37	35	TLT
	SH Ofen 6,5kW	man	SH Buche	Labor praxisnah	PM10	32	24	TLT
	SH Ofen 6,5kW	man	SH Eiche	Labor praxisnah	PM10	24	15	TLT
	SH Ofen 6,5kW	man	SH Fichte	Labor praxisnah	PM10	29	28	TLT
	SH Ofen 6,5kW	man	SH Fichte	Labor Fehlbed. Luft	PM10	17	51	TLT
	SH Ofen 6,5kW	man	SH Fichte	Labor Fehlbed. Brennst.	PM10	40	44	TLT
	SH Ofen 6kW	man	BR Weichholz	Labor praxisnah	PM10	38	27	TLT
	SH Ofen 6kW	man	SH Buche	Labor praxisnah	PM10	37	33	TLT
	SH Ofen 6kW	man	SH Eiche	Labor praxisnah	PM10	30	21	TLT
	SH Ofen 6kW	man	SH Fichte	Labor praxisnah	PM10	33	26	TLT
	SH Ofen 6kW	man	SH Fichte	Labor Fehlbed. Luft	PM10	7,3	6,7	TLT
	SH Ofen 6kW	man	SH Fichte	Labor Fehlbed. Brennst.	PM10	42	20	TLT

	Feuerung/Art der Verbrennung	Brennstoffzufuhr	Brennstoff	Betriebsart	Fraktion	EC [% von PM]	EC [mg/MJ fuel]	EC Analyse
Kelz et al., 2012	PE Kessel "modern" 20kW	auto	PE Holz	Labor praxisnah	PM1	nd	nd	T
	HG Kessel "modern" 30kW	auto	HG Weichholz	Labor praxisnah	PM1	12	1,5	T
	SH Kessel "modern" 30kW	man	SH Hartholz	Labor praxisnah	PM1	nd	nd	T
	Kachelofen 4,2kW	man	SH Hartholz	Labor praxisnah	PM1	44	12	T
	SH Ofen 6kW	man	SH Hartholz	Labor praxisnah	PM1	69	31	T
	SH Ofen "low cost" 6,5kW	man	SH Hartholz	Labor praxisnah	PM1	70	46	T
	SH Kessel "alt"	man	SH Hartholz	Labor praxisnah	PM1	41	38	T

Legende: SH ... Scheitholz, PE ... Pellets, HG ... Hackgut, T ... thermisch, TLT ... Thermo-optisch, IS ... Integrierende Kugel, man ... manuell, auto ... automatisch, ND ... keine Daten, PM1 ... Partikel < 1 µm

Tabelle 2.A14 PM10 Emissionen in Österreich (www.ceip.at)
Table 2.A14 Austrian emissions of PM10 (www.ceip.at)

	1990	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010
PM10	PM10	PM10	PM10	PM10	PM10	PM10	PM10	PM10	PM10
(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)
1. Energie	23,04	23,01	22,68	23,36	22,58	22,29	22,20	21,07	21,60
1.A. Verbrennung von Brennstoffen	22,73	22,75	22,41	23,07	22,30	22,04	21,96	20,88	21,38
1.A.1. Energiewirtschaft	0,98	0,82	0,66	0,93	1,12	1,19	1,26	1,25	1,36
1.A.2. Verarbeitendes Gewerbe	2,49	2,14	2,59	2,88	3,03	3,25	3,46	3,43	3,41
1.A.3. Transport (Verkehr)	6,38	7,90	8,65	9,38	8,89	8,60	8,04	7,53	7,34
1.A.4. Sonstige (Haushalte, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Land-, Forstwirtschaft und Fischerei)	12,88	11,86	10,50	9,87	9,25	8,99	9,19	8,65	9,26
1.A.5. Andere Bereiche	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
1.B. Diffuse Emissionen aus Brennstoffen	0,30	0,26	0,26	0,29	0,28	0,25	0,24	0,18	0,22
2. Industrieprozesse	10,45	9,97	9,92	8,74	8,02	7,71	8,30	7,69	7,56
3. Lösemittel und andere Produktverwendung	0,41	0,42	0,42	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44
4. Landwirtschaft	5,81	5,72	5,63	5,56	5,55	5,50	5,48	5,47	5,46
6. Abfall	0,07	0,08	0,04	0,09	0,09	0,10	0,08	0,08	0,08
7. Sonstige	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Gesamt	39,77	39,19	38,69	38,18	36,68	36,04	36,50	34,75	35,15

Tabelle 2.A15 PM2.5 Emissionen in Österreich (www.ceip.at)
 Table 2.A15 Austrian emissions of PM2.5 (www.ceip.at)

	1990	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010
PM2.5	PM2.5	PM2.5	PM2.5	PM2.5	PM2.5	PM2.5	PM2.5	PM2.5	PM2.5
(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)	(Gg)
1. Energie	19,11	18,99	18,47	18,72	17,83	17,45	17,25	16,27	16,68
1.A. Verbrennung von Brennstoffen	19,02	18,91	18,38	18,63	17,74	17,37	17,18	16,21	16,61
1.A.1. Energiewirtschaft	0,83	0,71	0,56	0,80	0,95	1,01	1,07	1,06	1,15
1.A.2. Verarbeitendes Gewerbe	2,08	1,78	2,10	2,21	2,26	2,41	2,54	2,51	2,51
1.A.3. Transport (Verkehr)	4,42	5,65	6,18	6,69	6,15	5,82	5,27	4,82	4,60
1.A.4. Sonstige (Haushalte, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Land-, Forstwirtschaft und Fischerei)	11,67	10,76	9,52	8,92	8,36	8,11	8,29	7,81	8,34
1.A.5. Andere Bereiche	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
1.B. Diffuse Emissionen aus Brennstoffen	0,09	0,08	0,08	0,09	0,09	0,08	0,08	0,06	0,07
2. Industrieprozesse	3,24	2,61	2,40	1,83	1,58	1,39	1,51	1,38	1,39
3. Lösemittel und andere Produktverwendung	0,41	0,42	0,42	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44
4. Landwirtschaft	1,40	1,37	1,34	1,32	1,31	1,31	1,30	1,30	1,29
6. Abfall	0,02	0,02	0,01	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
7. Sonstige	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
Gesamt	24,18	23,42	22,64	22,34	21,19	20,62	20,53	19,42	19,83

Tabelle 2.A16 Emissionen der Bundesländer im Vergleich (Umweltbundesamt, 2012d, 2012e)**Table 2.A16** Austrian PM emissions by province (Umweltbundesamt, 2012d, 2012e)

2010	PM-Emissionen in (Mg)		PM-Emissionen (%)		PM-Emissionen in (kg / Person)	
	PM2.5	PM10	PM2.5	PM10	PM2.5	PM10
Österreich	19 830	35 150	100	100	2,37	4,20
Burgenland	946	1 623	5	5	3,33	5,72
Kärnten	1 858	3 060	9	9	3,32	5,47
Niederösterreich	4 996	9 241	25	26	3,11	5,75
Oberösterreich	4 061	7 414	20	21	2,88	5,25
Salzburg	1 281	2 149	6	6	2,42	4,06
Steiermark	3 109	5 747	16	16	2,57	4,76
Tirol	1 709	2 822	9	8	2,42	3,99
Vorarlberg	586	1 038	3	3	1,59	2,81
Wien	1 284	2 058	6	6	0,76	1,21

Tabelle 2.A17 Vergleich der PM2.5 Emissionen pro Kopf in verschiedenen Staaten (www.ceip.at; www.epa.gov; Zhang et al., 2009)**Table 2.A17** Per-capita emissions of PM2.5 in different countries by source sector (www.ceip.at; www.epa.gov; Zhang et al., 2009)

	2010	2010	2010	2010	2010	2006
	Österreich	EU27	USA	Russische Föderation	Schweiz	China
	PM2.5	PM2.5	PM2.5	PM2.5	PM2.5	PM2.5
	(kg / Kopf)	(kg / Kopf)	(kg / Kopf)	(kg / Kopf)	(kg / Kopf)	(kg / Kopf)
1. Energie	1,99	2,22	3,80	1,88	0,93	10,01
1.A. Verbrennung von Brennstoffen	1,98	2,20	3,80	1,63	0,93	10,01
1.A.1. Energiewirtschaft	0,14	0,13	0,88	0,56	0,06	1,11
1.A.2. Verarbeitendes Gewerbe	0,30	0,20	0,43	0,59	0,20	5,23
1.A.3. Transport (Verkehr)	0,55	0,49	1,42	0,36	0,23	0,30
1.A.4. Sonstige (Haushalte, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Land-, Forstwirtschaft und Fischerei)	1,00	1,37	1,07	0,11	0,43	3,37
1.A.5. Andere Bereiche	0,00	0,00	0,00		0,00	
1.B. Diffuse Emissionen aus Brennstoffen	0,01	0,03	0,00	0,25		
2. Industrieprozesse	0,17	0,28	1,32	0,46	0,13	IE
3. Lösemittel und andere Produktverwendung	0,05	0,03	0,01	0,02	0,03	
4. Landwirtschaft	0,15	0,08	0,00	0,06	0,16	
6. Abfall	0,00	0,04	0,59	0,01	0,00	
7. Sonstiges		0,01	11,63	0,17	0,00	
Gesamt	2,37	2,66	17,36	2,59	1,25	10,01

IE ... (included elsewhere): in "verarbeitendes Gewerbe" enthalten; bei USA: Originaldaten aus "short tons" umgerechnet

Tabelle 2.A18 Vergleich der PM10 Emissionen pro Kopf in verschiedenen Staaten (www.ceip.at; www.epa.gov; Zhang et al., 2009)

Table 2.A18 Per-capita emissions of PM10 in different countries by source sector (www.ceip.at; www.epa.gov; Zhang et al., 2009)

	2010	2010	2010	2010	2010	2006
	Österreich	EU27	USA	Russische Föderation	Schweiz	China
	PM10	PM10	PM10	PM10	PM10	PM10
	(kg / Kopf)	(kg / Kopf)	(kg / Kopf)	(kg / Kopf)	(kg / Kopf)	(kg / Kopf)
1. Energie	2,58	2,81	4,62	2,66	1,78	13,75
1.A. Verbrennung von Brennstoffen	2,55	2,75	4,62	2,29	1,78	13,75
1.A.1. Energiewirtschaft	0,16	0,22	1,16	0,85	0,06	1,87
1.A.2. Verarbeitendes Gewerbe	0,41	0,25	0,55	0,88	0,39	7,88
1.A.3. Transport (Verkehr)	0,88	0,64	1,82	0,44	0,68	0,32
1.A.4. Sonstige (Haushalte, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Land-, Forstwirtschaft und Fischerei)	1,11	1,63	1,09	0,13	0,64	3,69
1.A.5. Andere Bereiche	0,00	0,00	0,00		0,00	
1.B. Diffuse Emissionen aus Brennstoffen	0,03	0,07	0,00	0,37		
2. Industrieprozesse	0,90	0,60	3,54	0,69	0,31	IE
3. Lösemittel und andere Produktverwendung	0,05	0,04	0,01	0,03	0,05	
4. Landwirtschaft	0,65	0,41	0,00	0,38	0,42	
6. Abfall	0,01	0,06	0,69	0,01	0,04	
7. Sonstiges		0,01	53,61	0,25	0,03	
Gesamt	4,20	3,93	62,48	4,01	2,63	13,75

IE ... (included elsewhere): in "verarbeitendes Gewerbe" enthalten; bei USA: Originaldaten aus "short tons" umgerechnet

